

The logo consists of the letters 'EA' in a bold, blue, sans-serif font, enclosed within a white square border.

ENTORNO ACADÉMICO

EDICIÓN ESPECIAL CONGRESO DE INGENIERÍA AMBIENTAL 2014

The logo for ITESCA, featuring a stylized gear or circular emblem with a central figure.

ITESCA[®]
Instituto Tecnológico
Superior de Cajeme

Año 11, Número 13, ABRIL de 2014
ISSN: 1870 - 5316
www.itesca.edu.mx



Editorial

La ingeniería ambiental juega hoy en día un papel preponderante en el desarrollo de la humanidad, ya que el propio desarrollo de esta profesión conlleva la realización de acciones y propuestas cuyos objetivos son el mejoramiento del medio ambiente así como la conservación de los recursos naturales y su aprovechamiento mediante esquemas de sustentabilidad.

En este contexto, el Instituto Tecnológico Superior de Cajeme realizó en coordinación con la Universidad Estatal de Sonora y la Delegación Federal de SEMARNAT en el Estado, el Congreso de Ingeniería Ambiental del Noroeste, con el objetivo de dar a conocer y difundir los avances en investigación científica e innovación tecnológica para informar sobre la importancia de la ingeniería ambiental en el desarrollo sustentable.

Avances que se muestran en la presente edición de Entorno Académico, un medio indispensable de

difusión del conocimiento, que además permite tender puentes entre la comunidad académica con los principales actores de los sectores productivos -social, público y privado- y que a través del diálogo y la discusión de tópicos relacionados con la Ingeniería, las

Ciencias Sociales y las Ciencias Exactas, coadyuva a mejorar los índices de desarrollo humano y bienestar social de las diferentes regiones.

En el marco del congreso se realizó además el Encuentro Regional del Noroeste de las y los Jóvenes frente al Cambio Climático, Sonora 2014, en el cual se brindó la oportunidad a la región noroeste de un encuentro y participación de los jóvenes para el impulso de las soluciones al cambio climático y reforzar el trabajo en acciones estratégicas para la adaptación, mitigación y comunicación en este importante tema.

Estamos seguros que esta nueva oportunidad que nos brindan de conocer el trabajo en materia ambiental, sustentabilidad e innovación que realizan los académicos e investigadores de las distintas Instituciones de Educación Superior, contribuirá al establecimiento de redes de colaboración y apoyo mutuo en beneficio de todos.

*Respetuosamente,
"Casa Abierta al Tiempo y a las Ideas"*

*M.I. Paulino Antonio Sánchez López
Director General, del Instituto Tecnológico Superior de Cajeme*



AGUA

Remoción de Fósforo mediante coraza de molusco (Chionecancellata): alternativa económica de remediación

Ruelas R. D. A.¹Gonzales M. L.C.¹

¹ Laboratorio de Ingeniería Ambiental Universidad de Occidente, Unidad Guasave, Av.
Universidad s/n, 81048, Guasave, Sin.

Palabras claves: Fósforo, Equilibrio de adsorción, Calidad del agua

Introducción

En los ríos, las concentraciones de nitrógeno y fosforo son resultado de (1) los aportes de nutrientes en el río (a través de depósitos atmosféricos, a la intemperie, de fertilización, vertidos de aguas residuales, (2) el transporte de agua a lo largo del río y (3) transformaciones e inmovilización en el río a través de desnitrificación, mineralización, adsorción o sedimentación (Osborne and Wiley, 1988; Haycock et al., 1993).

El vertido de fósforo (P) en los sistemas acuáticos, especialmente aquellos que son limitados de P, puede dar lugar a la eutrofización y la pérdida de la integridad del ecosistema acuático (Sharpley, 1980; Sharpley et al., 1992). Típicamente, la excesiva carga P se deriva de la agricultura, la aplicación de fertilizantes excesivos y elevadas concentraciones de P del suelo (Kroger & Moore, 2011).

La eutrofización antropogénica de lagos y ríos es el problema más grave en el ambiente acuático (Bostan, et al., 2000). En los sistemas acuáticos el crecimiento de algas tiende a estar controlado por la disponibilidad de los compuestos de nitrógeno y fósforo (Winkler, 2010).

Recientemente, el interés en el reciclaje de materiales de desecho es cada vez mayor. Desde este punto de vista, conchas marinas se han utilizado como una materia prima para diversas aplicaciones [1,2]. En general, las partes comestibles de los moluscos son pocas. Por lo tanto, una gran cantidad de material de desecho se produce a partir del consumo de mariscos (Onoda y Nakanishi, 2012).

En playa las Glorias, Municipio de Guasave, se llevan a cabo actividades turísticas, de las cuales el disfrute de mariscos (moluscos), involucra la generación de grandes cantidades de residuos como se muestra en la figura 1. Otra de las actividades

prioritarias en el contexto económico en el municipio es la agricultura, que proporciona compuestos de nitrógeno y fósforo, en los agroquímicos para proteger y/o mejorar la producción agrícola.

La capacidad adsorbente de diferentes materiales ha sido profundamente estudiada, en estas investigaciones el material adsorbente se ha sometido a un tratamiento físico-químico.

La particularidad de este trabajo radica en conocer la capacidad adsorbente del molusco (*Chione cancellata*) concha sin un tratamiento químico previo.

La eliminación de fosfato por adsorción es un método atractivo debido a la amable y simplicidad operación ambiental [4-9]. El material de adsorción tales como dolomita, rojo barro, cenizas volantes son considerados como un adsorbente de bajo costo y se puede utilizar para eliminar el fosfato de vista económico, pero estos materiales tienen una baja capacidad de [4-6].

Objetivos

Evaluar la capacidad de adsorción de fósforo mediante coraza de almeja china (*Chione cancellata*) para mostrar el proceso como una alternativa económica de remediación.

Metodología

Las conchas de ostras fueron recolectadas del campo pesquero La Pitahaya, esta fue triturada mecánicamente por un cilindro de asbesto,

La solución stock se preparó a una concentración de 100 mg/l de $\text{PO}_4\text{-P}$ fue tomado de Fosfato de Sodio ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (J.T. Baker).

El experimento consistió en agregar a un tubo vándor C_1 (1 g) de material adsorbente y verter y aforar a 40 ml con una solución de Sol 1 (10 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$). El recipiente fue agitado por un tubo rotador (Bekkel) a 80 rpm. Se evaluó la

concentración de PO_4 a distintas horas para obtener la cinética de absorción y conocer el equilibrio de absorción de la concha de almeja china (***Chione cancellata***)

Una vez removido del agitador se filtraba mediante una bomba de vacío manualmente. Los resultados fueron cuantificados por el método de espectrofometría (HACH)

Se utilizaron dos tamaños de partícula P_1 (0.297-0.49mm) y P_2 (0.59-0.84mm), y dos soluciones donde la Sol 1 (10 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$) y la Sol 2 con una concentración al 1%, además se utilizaron dos concentraciones de material adsorbente (1 y 0.1 g) C_1 y C_2 respectivamente.

Referencias

Bibliografía

Bostan, V., Dominik, J., Bostina, M. & Pardos, M., 2000. Forms of particulate phosphorus in suspension and in bottom sediment in the Danube Delta. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, Volumen V, pp. 105-110.

Kroger, R. & Moore, M. T., 2011. Phosphorus dynamics within agricultural drainage ditches in the lower Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Engineering*, Volumen XXXVII, pp. 1905-1909.

Onoda, H. & Nakanishi, H., 2012. Preparation of Calcium Phosphate with Oyster Shells. *Scientific Research*, pp. 71-74.

Winkler, M. A., 2010. *TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS DE DESECHO*. Segunda ed. D.F.: LIMUSA.

PREPARACIÓN Y APLICACIÓN DE MEMBRANAS COMPUESTAS A PARTIR DE 2, 6 METIL M-FENILENDIAMINA Y CLORURO DE TRIMESOÍLO

Carrasco A. E. E. ;^{(1)*} Álvarez S. J. ;^{(1)*} Faz R. B. A.;⁽¹⁾ Ríos V. N. J. ;⁽¹⁾ Devora I. G. E. ;⁽¹⁾ González E. R. ;⁽¹⁾ y Pérez S. S. ⁽²⁾

⁽¹⁾ Programa Educativo de Ingeniería Química, Departamento de Ciencias del Agua y medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818 Sur Cd. Obregón Sonora 85000, México. E mail: elix_emilio16@hotmail.com y jesus.alvarez@itson.edu.mx

⁽²⁾ Centro de Graduados e Investigación. Instituto Tecnológico de Tijuana. Apdo. Postal 1166. Tijuana, B. C. 22000, México. E mail: sepesi74@yahoo.com

RESUMEN

El trabajo de investigación consistió en preparar membranas de polisulfona mediante el método de inversión de fase y membranas compuestas a partir de los monómeros 2,6-Dimetil M Fenilendiamina (2-MMPD) y Cloruro de Trimesoilo (TMC) por polimerización interfacial. Las membranas fueron caracterizadas por espectroscopia de infrarrojo. Las señales a 1653.62 y 1530 cm^{-1} de amida I y II respectivamente indican que se efectuó la polimerización interfacial. Las membranas compuestas se aplicaron en la eliminación de sales de NaCl y Na_2SO_4 . La membrana de 2-MMPD_{0.5%}-TMC_{0.5%} fue la que presentó mejores resultados en cuanto a rechazo de NaCl 70 % y flujo de permeado 4.0 L/día. También rechazó 70 % de Na_2SO_4 con un flujo de permeado de 13.3 L/día. La mejor membrana compuesta fue 2-MMPD_{0.5%}-TMC_{0.5%}. La finalidad de esta investigación es la de preparar una membrana compuesta capaz de eliminar el 99 % de las sales del agua marina.

Palabras clave: Polimerización interfacial, inversión de fase, membrana compuesta, ósmosis inversa, desalación.

I. INTRODUCCIÓN

Prieto¹ menciona que la abundancia del agua y su buen uso señalan el nivel de vida y desarrollo de un pueblo, por ello se hace necesario estudiar y resolver el problema del manejo y preservación del agua ante el gasto que viene en aumento, pues el agua dulce en este siglo XXI va a ser el problema ambiental y político más decisivo que enfrentará la humanidad.

La UNESCO² en 2013 mencionó que el agua dulce es el recurso más importante para la humanidad, transversal para todas las actividades sociales, económicas y

ambientales. Se trata de una condición para toda la vida en nuestro planeta, un factor limitante para la habilitación o cualquier desarrollo social y tecnológico, una posible fuente de bienestar o miseria, la cooperación o el conflicto.

En México, 77% del agua se utiliza en la agricultura; 14%, en el abastecimiento público; 5%, en las termoeléctricas y 4%, en la industria (INEGI³).

En los últimos años, las técnicas de separación empleando utilizando membranas han evolucionado desde ser una simple herramienta de laboratorio hasta procesos industriales con una considerable sofisticación técnica y el consecuente impacto comercial. Hoy en día, las membranas se utilizan en gran escala para producir agua potable utilizando como base agua del mar por el método de ósmosis inversa, o bien para limpiar los efluentes industriales y recuperar componentes valiosos por electrodiálisis, en muchos casos, los procesos de separación por membranas son más rápidos, más eficientes y más económicos que las técnicas de separación convencionales. La ósmosis inversa, ultrafiltración, microfiltración y filtración convencional son procesos relacionados que difieren principalmente en el diámetro medio del poro de la membrana. En ósmosis inversa las membranas son tan densas que los poros discretos no existen, el transporte se realiza a través de las áreas de volumen libre distribuidas estadísticamente (Baker⁴).

La ciencia y la tecnología de membrana son interdisciplinarias, involucra a químicos en polímeros para desarrollar nuevas estructuras de membranas; químicos físicos y matemáticos para describir las propiedades de transporte de diferentes membranas utilizando matemáticas y modelos para predecir sus características de separación, y los ingenieros químicos para diseñar procesos de separación industrial a gran escala (Porter⁵).

La presente investigación consistió en preparar membranas compuestas por el método de inversión de fase, Se elaboraron membranas de polisulfona (Soporte, figura 1a) y por el método de polimerización interfacial se elaboró membranas compuestas a partir de los monómeros 2, 6 Metil m-Fenilendiamina (2-MMPD) y Cloruro de Trimesoilo (TMC) (figura 1b) con la finalidad de aplicarlas en el proceso de ósmosis inversa para separar cloruro de sodio y Sulfato de sodio a escala laboratorio con una solución de 1000 ppm y manejando presiones en un rango de 2.76 a 6.2 Mpa. Las membranas fueron caracterizadas por la técnica de espectroscopía de infrarrojo con ATR.

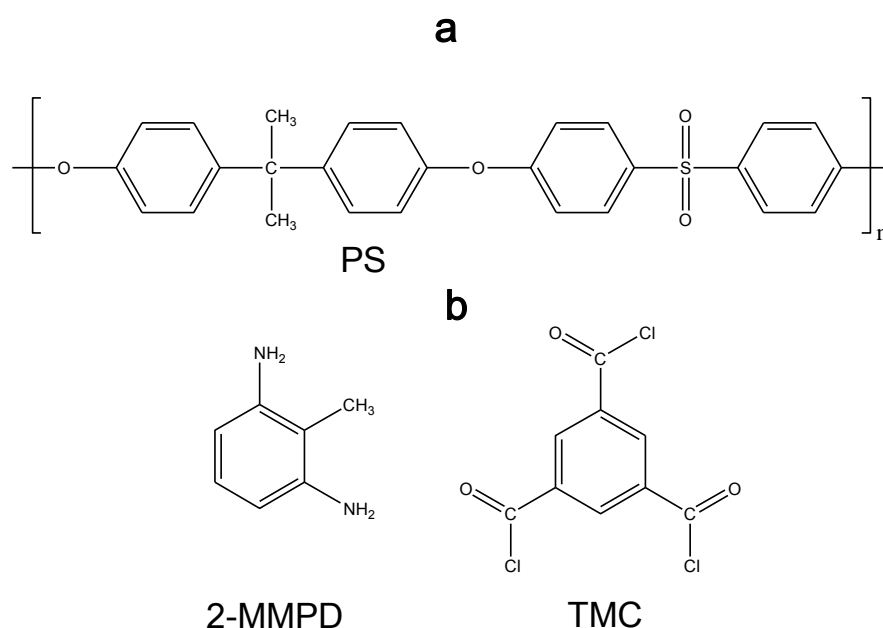


Figura 1. a) Estructura química de la polisulfona y b) Estructuras químicas de los monómeros para preparar membranas compuestas (2-MMPD: 2, 6-Metil m-Fenilendiamina; TMC: Cloruro de Trimesoílo).

II. OBJETIVO DE ESTUDIO

Preparar membranas compuestas mediante polimerización interfacial para su aplicación en la separación de sales en procesos de desalación por ósmosis inversa.

III. METODOLOGÍA Y MATERIALES

3.1 Reactivos

Polisulfona (PS), *N*-metil pirrolidona (NMP), 2, 6 Metil m-Fenilendiamina (2-MMPD), cloruro de trimesoilo (TMC), ciclohexano; agua destilada, sulfato de sodio (Na₂SO₄), cloruro de sodio (NaCl) y soporte para membrana de polisulfona (papel) todos grado HPLC.

3.2 Material y equipo

Navaja de alta precisión para preparar membrana de PS, calibrador, cronómetro, cinta, tijeras, reglas, papel poliéster, guantes, brocha, bandeja para conservación de membranas, balanza analítica digital, bandeja para preparar membranas de PS, horno, rodillo de PVC, cristal de 30 x 20 cm, cristal de 65 x 35 cm, recipiente contenedor de atmósfera inerte, tanque contenedor de nitrógeno (N₂), conductímetro, espátula, vasos de precipitado y frascos.

3.3 Metodología para preparar membrana de 0.006 milipulgadas y 15% en peso de polisulfona

La preparación de la membrana de polisulfona se hizo siguiendo la metodología de Sunden y colaboradores⁶ se pesó 15 gramos de Polisulfona (PS) en una balanza digital. Posteriormente se pesó 85 gramos de N-Metil Pirrolidona (NMP) en balanza granatária. Después fue necesario mezclar los 15 gr de PS y los 85 gr de NMP en un frasco para solución. La solución se agitó en un sistema formado por rodillos giratorios a velocidad controlada por 24 horas aproximadamente. Ya que se disolvió por completo el polímero, se procedió a marcar un contorno de 62 cm de largo por 30 cm de ancho con ayuda de un lápiz, una regla y una escuadra, posteriormente se recorta el contorno del papel poliéster marcado. Con la cara interna del papel recortado hacia arriba, se pega con cinta en el cristal de 65 x 32 cm; una vez correctamente pegado el papel en el cristal, se pone la navaja sobre uno de los extremos del papel y se mide el espesor deseado (0.006 milipulgadas) con el calibrador. Después de calibrar la navaja, se colocó 50 g de la solución de Polisulfona dentro de las paredes de la navaja y se distribuyó la solución a lo largo del papel a una velocidad de 20 ft/min (0.1016 m/s). Inmediatamente después de la dispersión de la solución, se retiró la navaja y el cristal con el papel impregnado de solución se introduce a una bandeja con un volúmen de 15 L de agua destilada, se dejó reposar dentro del agua por 6 minutos para permitir que se lleve la inversión de fase. Después de 6 minutos se terminó la inversión de fase, así se obtuvo la membrana de Polisulfona, retirándose del agua y del cristal. Finalmente se enrolló y se metió dentro de una bandeja para conservar la membrana a una temperatura de 7°C.

3.4 Metodología para la preparación de membranas compuestas por la técnica de polimerización interfacial

Con la membrana de polisulfona, se procedió a preparar por la metodología empleada por Yu y colaboradores⁷, una solución acuosa con 0.25 g de 2, 6-metil *M*-fenilendiamina (2-MMPD) y 49.75 g de agua destilada (solución al 0.5% en peso de 2-MMPD) y otra solución de amina con 0.125 g cloruro de trimesoílo (TMC) en 49.875 g de ciclohexano (solución al 0.25% en peso de TMC). Se recortó una parte de la membrana de polisulfona con el tamaño del cristal de 25 x 30 cm, luego se pegó el recorte al cristal con la cara de polisulfona hacia arriba. Con la ayuda de una

brocha de fibra fina se dispersó la solución de amina aromática sobre la superficie de la membrana de polisulfona durante 30 segundos. Se colocó un marco de plástico 28 x 23 cm (dimensiones interiores) sobre la membrana y se añadió la solución de TMC. Se dejó reaccionar ambas soluciones dentro de la atmósfera de nitrógeno durante 2 minutos aproximadamente. Se retiró la membrana de la atmósfera de nitrógeno, se le quitó el marco y se colgó en una parrilla metálica. Colgada la membrana, esta se introduce al horno con temperatura de 80 °C por 5 minutos para que se realice el curado. Se retira del horno la membrana compuesta y es conservada a temperatura ambiente dentro de una bolsa para que esté libre de polvo. Mediante el método anterior se prepararon 3 membranas compuesta de distintas concentraciones de TMC (0.25, 0.5 y 1%) manteniendo constante una solución de 2-MMPD al 0.5 % en peso (Ver figura 2).

Las membranas se caracterizaron mediante espectroscopía de infrarrojo por ATR.

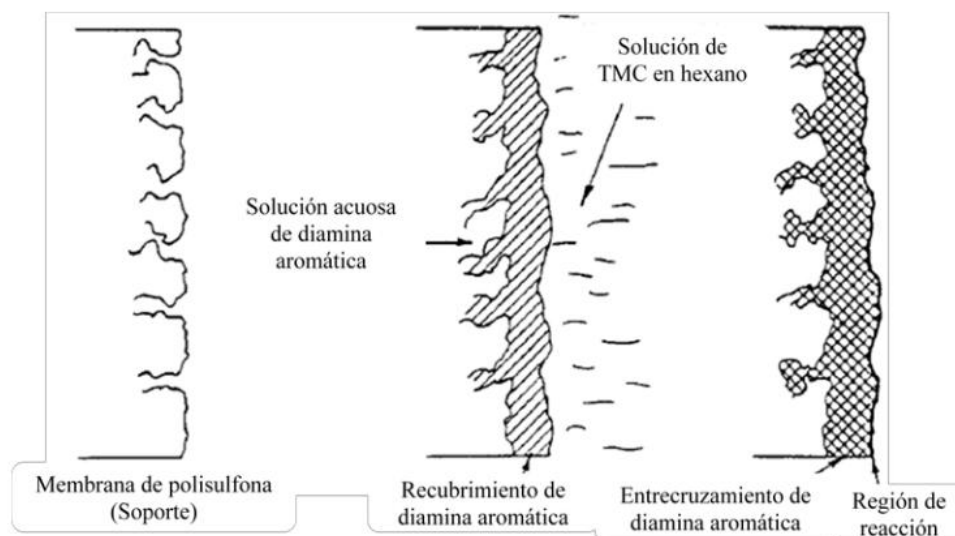


Figura 2. Proceso de la polimerización interfacial.

3.5 Metodología para la aplicación de las membranas compuestas

Una vez preparada la membrana compuesta, se recortó una pieza de 12 x 8 cm para colocarse dentro de la celda del equipo de flujo cruzado. Previamente al recorte se preparó una solución salina a 1000 ppm (Las sales usadas fueron Na_2SO_4 y NaCl por separado, se verificó con ayuda del conductímetro, C1) con un volumen de 10 L y se vació al recipiente de alimentación del sistema (Ver el punto 1 de la figura 3). Se abrió completamente la válvula a la salida de flujo del rechazo (Ver punto 4 de la

figura 3) para dejar escapar el aire que pueda estar dentro del sistema e ir cerrándola poco a poco hasta alcanzar la presión deseada una vez encendida la bomba de alta presión (Ver punto 2 de la figura 3). Puesto en marcha el sistema y alcanzando la presión deseada se recolecta el flujo o producto de permeado (Ver punto 3 y 5 de la figura 3) en un recipiente para posteriormente medir la concentración (C2) de sales con el conductímetro. Obtenida ambas concentraciones se aplicó la siguiente ecuación para determinar el porcentaje de remoción de sales.

$$\% \text{Remoción} = \frac{C1-C2}{C1} \times 100$$

También se midió el flujo de permeado con la siguiente ecuación:

$$\text{Flujo de permeado} = \frac{V}{\Delta t}$$

Dónde:

V=volumen permeado.

Δt = Tiempo del volumen permeado.

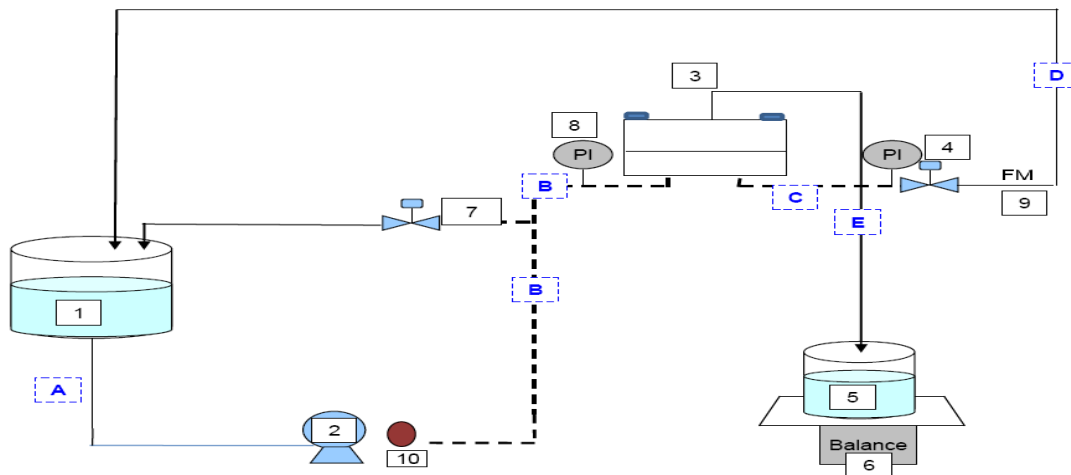


Figura 3. Esquema del equipo de flujo cruzado y componentes principales (1-Tanque con solución salina, 2-Bomba de alta presión, 3-Celda para colocar membrana dentro de ella, 4- Válvula a la salida del rechazo para controlar presiones y 5-Recipiente recolector de permeado).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de membranas compuesta.

El enlace formado en las membranas compuestas fue C-N, esto es mostrado en el espectro de infrarrojo por ATR (Ver figura 4), la señal 1653.62 cm^{-1} pertenece a la banda de amida I (C=O) y la señal a 1530.00 cm^{-1} se debe al grupo amida II⁷ (-CONH-). La ausencia de grupo cloruro de acilo (TMC sin reaccionar) a 1760 cm^{-1} no se muestra, esto quiere decir que se efectuó la polimerización interfacial formándose el enlace C-N. En la figura 5, se muestra como se realizó la polimerización interfacial^{8,9}. La formación del grupo funcional ácido carboxílico va de acuerdo a la presencia de agua y cloruro de acilo¹⁰ produciendo el grupo funcional COOH. Por lo tanto, la señal a 1717.97 cm^{-1} , se debe al estiramiento del C=O del grupo funcional ácido carboxílico (Ver figura 4 y 5).

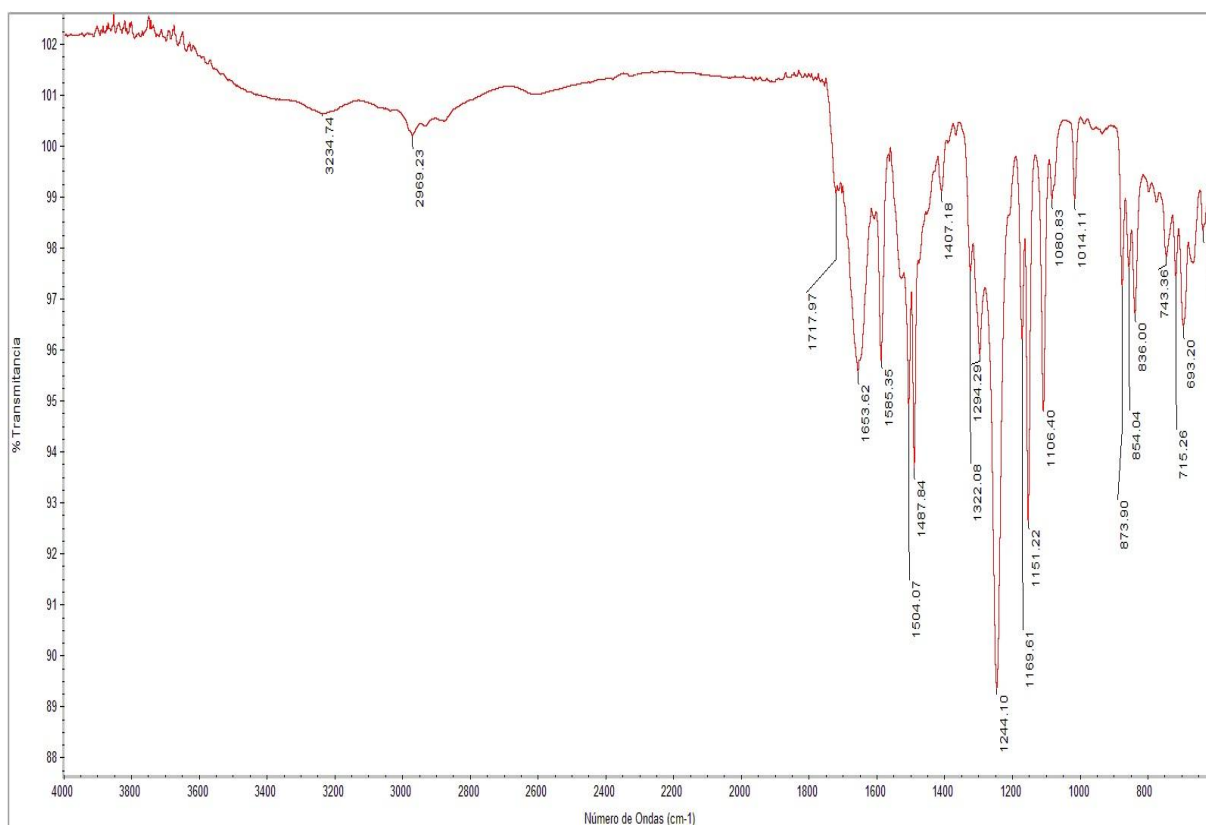


Figura 4. Espectro de infrarrojo por ATR de la membrana compuesta 2-MMPD_{0.5%} y TMC_{0.5%}.

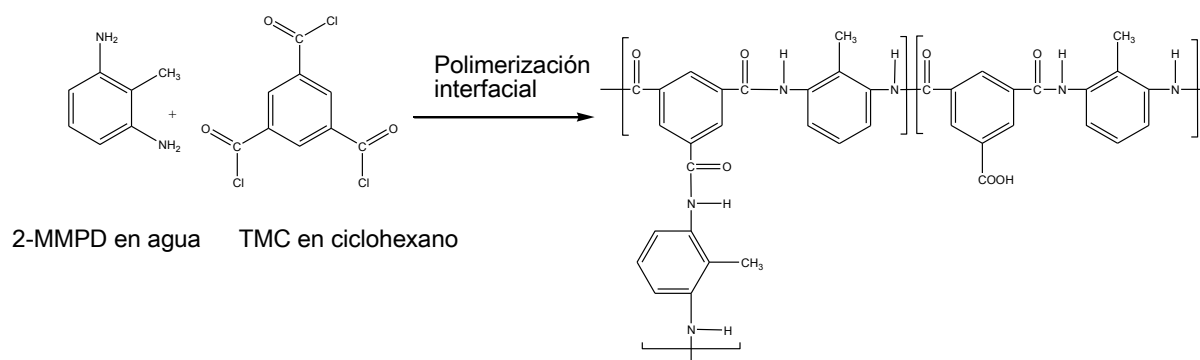


Figura 5. Síntesis para la preparación de la membrana compuesta (2-MMPD-TMC).

4.2 Aplicación de las membranas compuestas

Las membranas compuestas constituidas por 2-MMPD al 0.5% en peso y distintas concentraciones de TMC (0.25%, 0.5% y 1% en peso), presentaron una remoción de Sulfato de Sodio (Na_2SO_4) en solución de 50%, 70% y 50% respectivamente en el equipo de flujo cruzado (Ver figura 3). Los resultados obtenidos por las 3 membranas compuestas respecto al rechazo de sales se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1. Resultados de remoción y caudal de permeado de las membranas compuestas en el equipo de flujo cruzado con Na_2SO_4 .

Membrana compuesta	Monómeros % en peso		%Remoción de Na_2SO_4^c	Presión (MPa) ^d	Caudal de permeado, (L/día)
	2-MMPD ^a	TMC ^b			
1	0.5	0.25	50	2.76	13.30
2	0.5	0.50	70	2.76	13.30
3	0.5	1.00	50	2.76	11.25

^a Disuelto en agua.

^b Disuelto en ciclohexano.

^c Solución de alimentación de 1000 ppm de Na_2SO_4 .

^d Presión 400 psia.

Las membranas compuestas también se probaron con NaCl, se puede apreciar que el caudal de permeado disminuyó (Ver tabla 2), probablemente porque el NaCl provoca obstrucción en los poros dificultando el transporte de agua a través de la membrana, Dicho en otras palabras los iones se quedan incrustados en los poros, comparado con el Na_2SO_4 este forma un ion más grande de forma que no provoca

obstrucción porque los poros están más pequeños que el ión sulfato pasando de largo en el flujo de rechazo. Los resultados con NaCl se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 2. Resultados de remoción y caudal de permeado de las membranas compuestas en el equipo de flujo cruzado con NaCl.

Membrana compuesta	Monómeros % en peso		%Remoción de NaCl ^c	Presión (MPa) ^d	Caudal de permeado, (L/día)
	2-MMPD ^a	TMC ^b			
1	0.5	0.25	20	2.76	4.20
2	0.5	0.50	70	3.10	4.00
3	0.5	1.00	40	2.76	10.6

^a Disuelto en agua.

^b Disuelto en ciclohexano.

^c Solución de alimentación de 1000 ppm de NaCl.

^d Presión 400 psia y 450 psia.

V. CONCLUSIONES.

La técnica de caracterización por espectroscopía de infrarrojo por ATR comprobó que se llevó la polimerización interfacial al desaparecer la banda de cloruro de acilo (1760 cm^{-1}) y al aparecer la señales de amida I (C=O) y amida II (CONH) a 1653.62 cm^{-1} y 1530 cm^{-1} respectivamente, lo cual indica que se lograron preparar membranas compuestas. La membrana compuesta 2-MMPD_{0.5%}-TMC_{0.5%} fue la que tuvo el mejor desempeño para rechazo de sales y flujo de permeado. Eliminó el 70 % de NaCl y el 70% de NaCl de una solución madre de 1,000 mg/L. El flujo de permeado de esta membrana fue para el NaCl 4.0 L/d y para el Na₂SO₄ fue de 13.3 L/d. El flujo de permeado al separar NaCl disminuyó 69.9 % comparado con el flujo de permeado del Na₂SO₄ porque los poros son menos obstruidos por el ion sulfato. El rechazar 70% de NaCl implica que se tiene una membrana con poros más pequeños de forma tal que se logra la separación por el tamaño de su poro. La mejor membrana compuesta fue 2-MMPD_{0.5%}-TMC_{0.5%}. La meta de la investigación es preparar una membrana compuesta capaz de eliminar el 99 % de la sales de agua de mar y que sea resistente al cloro, aun no se ha logrado pero se continuará investigando.

VI. AGRADECIMIENTOS

Al Programa de Mejoramiento del Profesorado por el financiamiento del proyecto ITSON-PTC-076, PROMEP/103.5/12/3720.

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el financiamiento del proyecto 000000000206002, CONACYT I010/311/2013.

Se le agradece al Instituto Tecnológico de Sonora por prestar sus instalaciones para hacer la investigación.

VII. BIBLIOGRAFÍA

1. Prieto, C. (2004). *EL AGUA. Sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y concervacion*. BOGOTÁ: ECOE EDICIONES.
2. UNESCO. (2013). *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*. Recuperado el 26 de Enero de 2014, de United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/>.
3. INEGI. (2014). *Cuentame... Territorio, población y economía de mexico*. Recuperado el 27 de febrero de 2014, de cuentame... Territorio, población y economía de mexico: <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/agua>
4. Baker, R. (2012). *Membrane Technology and Applications*. John Wiley and Sons.
5. Porter, M. (1990). *Handbook of Industrial Membrane Technology*. Westwood, New Jersey, United States of America: Noyes Publications.
6. Sundet, S.A. Patente EEUU 4,520,044; (1985).
7. Bou-Serra, J. *Síntesis y caracterización de poliamidas derivadas del ácido tartárico*. Tesis de doctorado en el Departamento de Ingeniería Química, Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, España. (1994), 86-91.
8. S. Yu, M. Liu, Z. Lu, Y. Zhou, C. Gao. *Aromatic-cycloaliphatic polyamide thin-film composite membrane with improved chlorine resistance prepared from m-phenylenediamine-4-methyl and cyclohexane-1,3,5-tricarbonyl chloride*. Journal of Membrane Science, 344 (2009) 155-164.
9. Bou-Serra, J. *Síntesis y caracterización de poliamidas derivadas del ácido tartárico*. Tesis de doctorado en el Departamento de Ingeniería Química, Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona, España. (1994), 86-91.
10. Hernández, F. F. Arribas, L. M. y F. Martínez. *Procesos de transporte y separación en membranas: Microfiltración, Ultrafiltración y Ósmosis inversa*. Editorial: EDITUM, Tercera Edición. Universidad de Murcia, Madrid, España. (1990), p. 34-38.
11. F.A. Carey. *Química Orgánica*. Editorial: Mc Graw Hill, Tercera Edición. Madrid, España. (1999), p. 716-718.

DINÁMICA 2D-INTERFASE SALOBRE: ESTUDIO DE CASO.

Norzagaray Campos M.¹, Muñoz Sevilla P.², Llanes Cárdenas O.¹

¹ Centro de Investigación Interdisciplinaria para el Desarrollo Integral Regional-IPN-Sinaloa
Unit., Blvd. Juan de Dios Batiz Paredes No. 250. Colonia San Juachín, Guasave Sinaloa.

Mexico. Tel. 016878729625 y 26; E-mails: ollanesc@ipn.mx, oma_llanes@hotmail.com

² Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN, Av. Luis Enrique Erro S/N, Unidad Profesional Adolfo López Mateos, Zacatenco, Delegación Gustavo A. Madero, C.P. 07738, México, Distrito Federal.

Modalidad Oral en área Agua

RESUMEN

La intrusión salina es un proceso natural de las costas, se conoce como el agua de mar que penetra tierra adentro en los acuíferos costeros en proporción a la interdependencia de diversos factores entre los que se incluyen la porosidad de las rocas y/o los suelos; el espesor de la capa de agua dulce de los acuíferos costeros; las mareas; la extracción de agua mediante pozos. entre otros. Se agudiza cuando la extracción de los acuíferos se realiza sin control para las actividades de los habitantes costeros. Son la agricultura, la ganadería y la acuicultura las que la incentivan principalmente cuando no existen planes de control y manejo para el recurso agua-suelo. A fin de solventar este problema, existen en todo el Mundo innumerables trabajos que la estudian, sin embargo muchos problemas no se resuelven debido a la complejidad que otorga al fenómeno la interdependencia de variables que enmascaran su comportamiento. Una solución para conocerla es su representación a dos dimensiones (2D) que ayuda a entender su dinámica y permite generar planes adecuados para contrarrestar este fenómeno actual que deteriora suelos de valles importantes de donde proviene la mayoría de los productos alimenticios de nuestro país. Un caso de intrusión marina es el de los suelos costeros del Noroeste de México donde se realizan estas actividades. Para la representación a 2D este fenómeno continental-marino y desarrollar este experimento en el Noroeste de México, se seleccionó el Valle de Guasave el cual bajo un escenario de precipitaciones promedios de 450 mm año^{-1} (37 años de monitoreo), una evapotranspiración potencial de 425 mm mes^{-1} en los lomeríos de la sierra y de 465 mm mes^{-1} en las zonas de valle agrícola y una humedad de 1 mm año^{-1} (valle) y 1.8 mm año^{-1} (zona serrana. Para la época de lluvias su punto máximo reflejó una 68 a 75.7 m y mínimas de 3 a 5 m. El análisis estadístico entre la época de lluvia y estiaje para la vertical y horizontal con una correspondencia $RMSE= 3.99$, una diferencia entre resultados $RMS=2.82$ y un error absoluto medio de $NMAE=0.03$; indica que no existen diferencias en la profundidad del sistema por lo que se comporta de una manera homogénea y se puede atribuir al tipo

de materiales existentes en la zona. No obstante la penetración continente adentro presento diferencias. En el estiaje fue de 25 km en su punto máximo y de 13 km en su punto mínimo. Para la de lluvia fue de 15 km en su máximo y 8 en su mínimo.

Palabras clave: fenómeno, intrusión marina, lluvia y estiaje.

INTRODUCCIÓN

En relación al problema de intrusión salina en México, es importante mencionar que es un país que cuenta con más que es de 11,122 km de costa, exclusivamente en su parte continental, sometidos a una fuerte y creciente demanda de agua, en especial en las costas del Noroeste donde la agricultura demanda la mayor parte del recurso hídrico. Existen estudios en todo el Mundo por diversos autores para hacer frente a este problema de contaminación que representa una amenaza considerable a las reservas de aguas subterráneas con que actualmente se cuentan. Sin embargo, desde una perspectiva del problema a futuro se visualiza un riesgo potencial de intrusión salina por efecto de la continua extracción de agua dulce para satisfacer los requerimientos sociales e industriales de las zonas involucradas. Un problema concreto de intrusión salina en nuestras costas, lo constituye la zona costera de Sinaloa y Sonora, debido al aumento de población en los últimos años, que ha originado que la demanda por el recurso hídrico aumente considerablemente, y la fuente original de agua potable para estas zonas, no permite satisfacer los requerimientos para dicho consumo. Debido a que se han explotado considerablemente los acuíferos de las zonas costeras antes mencionadas. La 2D permite obtener planos para el estudio de la intrusión, por ejemplo, la dinámica de la interfase y ayuda a conocer con más precisión la severidad de cualquier anomalía causante de este problema ambiental.

METODOLOGÍA

Por su dinámica costera, el valle de Guasave, al Noroeste de México, en Sinaloa, fue la región seleccionada para definir el comportamiento de la interfase salobre a 2D. Además por las condiciones geológicas y naturales que favorecen la presencia de la intrusión marina, tales como: clima tropical con una uniformidad climática de lluvia-sequía, que simplifica el cálculo de la dinámica de la intrusión salobre; la presencia de una frontera al mar bien definida y otra serrana que sirve como aporte al flujo de agua subterránea regional natural. Por lo que es un sistema complejo que presenta todas las variables que alteran a la intrusión salina, lo cual ayuda a tener una fuerte componente eco hidrológica, y permite obtener valores concretos de esta actividad en las mediciones efectuadas tomando en cuenta el buen número de pozos que existe en la región (Sierra, 2001). La agricultura ocupa un 70% de la superficie municipal con mas

de 346 mil 441 has, de las cuales 181 mil 542 son de riego, 27 mil 691 pecuarias, 12 mil 570 forestales y 124 mil 638 para otros usos. Por otra parte existe evidencia concreta de que el mar ha penetrado al continente. Para caracterizar la dinámica a 2D de la intrusión marina se utilizaron los principios de Gybhen Herzberg (Assouline & Shavit 2004). Para calcular la distancia de penetración (L) de la interfase hacia el valle, se calcularon la profundidad del basamento (Z_0) en m, la constante resultante de la diferencia de la densidad del agua salada y agua dulce con respecto a la densidad del agua del acuífero (β) en gr.cm^{-3} , la conductividad hidráulica (K) en m.seg^{-1} , el espesor de la zona saturada del acuífero (b) en metros, la profundidad del nivel estático (h) y la del piso del acuífero en una litología aproximada de 40 m en metros (Z) (Custodio, 2005). Se midieron en campo y en cada pozo la transmisividad hidráulica (T) mseg^{-1} , la cota sobre el nivel del mar; ésta última para definir junto h la carga hidráulica (H) en cada pozo y el caudal por longitud de costa (q_0) en $\text{m}^2.\text{seg}^{-1}$. Para el análisis, de todas las variables, la zona se discretizó bajo un mallado $m=25$ y $n=20$ con un total de 500 celdas, y celda a celda se aplicó el análisis espectral a datos magnéticos y gravimétricos previamente obtenidos con el objetivo de calcular en cada una Z_0 . Se seleccionó una red de pozos a lo largo de la costa y se posicionaron con un GPS Garmin OLATHE de 15 canales para medir tanto en la temporada de lluvias como el estiaje; la profundidad del nivel estático y la densidad del agua del acuífero en grcm^{-3} y calcular la constante β propia del lugar (Bachu, 1995). Para obtener Z en una litología aproximada de 40 m de profundidad se realizaron 35 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's) distribuidos en toda el área de estudio, mismos que se conjuntaron a resultados previos de curvas de resistividad existentes en la región (Peinado *et al.* 2011). Los datos obtenidos para K fueron validados con resultados previos reportados por Norzagaray *et al.* (1997) para la zona. Para determinar q_0 se obtuvo la carga hidráulica (H) en cada pozo y el mapa piezométrico local. En una primera aproximación del avance horizontal de la cuña de la intrusión salina, se tomaron las siguientes consideraciones: el acuífero es homogéneo en la zona costera, no existen zona de mezcla, el flujo es horizontal y se cumple la Ley de Darcy. Es decir, se considera que el sistema al agua dulce y agua salada se comportan como dos fluidos inmiscibles es decir, sin mezcla, y separados por una interfase (Zhang *et al.* 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados magnéticos de campo total mediante la técnica espectral de la transformada rápida de Fourier (FFT) (asociación de paralelepípedos subterráneos) una

profundidad del basamento que varía entre los 43 a los 1246 m, tal y como se observa en la figura 1.

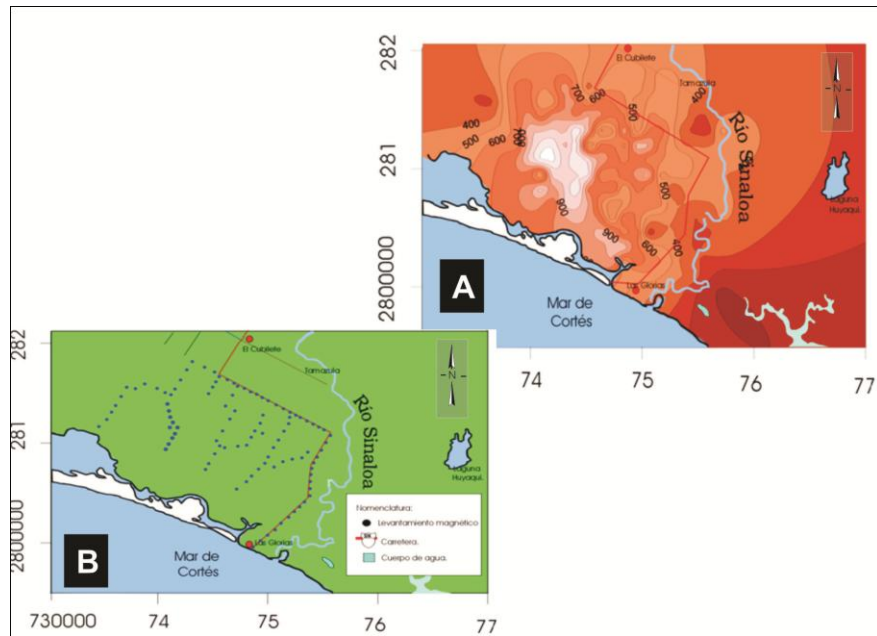


Figura 1. (A) Líneas de campo para la exploración magnética útil para determinar la profundidad del basamento geológico, (B) profundidad del basamento geológico en metros para el Valle de Guasave, Sinaloa, México.

En cuanto al alcance de los objetivos de la metodología utilizada, los resultados son congruentes ya que por cada metro de carga hidráulica se tiene a 40 metros la profundidad de la interfase salobre, y el promedio de la profundidad del nivel freático es de 3 m en la zona costera, por lo que la interfase en promedio se sitúa aproximadamente a 120 m profundidad siendo esta variable en función de la variación de la carga hidráulica del sistema. En cuanto a la profundidad de la cuna salobre ésta fue variable entre los 75 a 80 a 30 metros en su máxima y de 5 a 8 metros en su parte mínima durante la época de estiaje. Para la época de lluvias, tiene en su punto máximo la profundidad de 68 a 75 m y mínimas de 3 a 5 m. Al parecer las magnitudes de la penetración son muy homogéneas y se puede atribuir al tipo de materiales existentes en la zona. La diferencia se denota en que la penetración del continente adentro es variable para la época de estiaje y de lluvias. Por lo que los puntos máximos y mínimos de profundidad en cada una de las estaciones se sitúan en distintos lugares en la zona costera, por lo que no obstante de tener valores similares su ocurrencia es en sitios distintos. La penetración del continente adentro de la cuña salobre en épocas de estiaje es de 25 km en su punto máximo y de 13 km en su punto mínimo. Para la de lluvia es de 15 km en su máximo y 8 en su mínimo (figura 2).

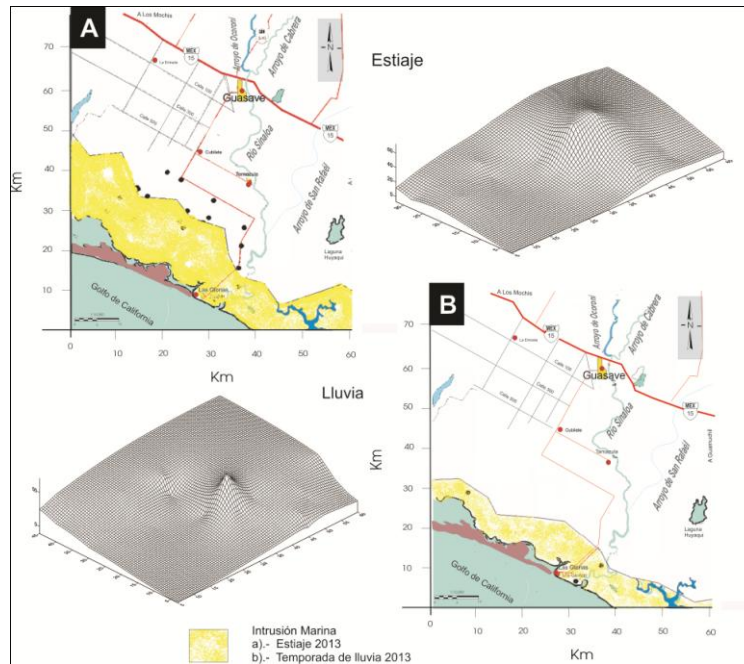


Figura 2. Variaciones de la cuña salobre a 2-D (x, y) y 3-D (x, y, z), (A) para la temporada de estiaje y (B) para la temporada de lluvias en el 2013 para las costas del Valle de Guasave, Sinaloa, México.

Los sondeos eléctricos verticales definieron a un acuífero libre de profundidades variantes entre los 3 y 15 m, así como a un acuífero confinado de distinta forma geométrica. Ambos sistemas en su fase intermedia están divididos por una capa de arcilla saturada e impermeable, por lo que existe comúnmente un factor de goteo, el cual esta función de las formas geológicas en la génesis de depositación ocurrida en los inicios de la formación del valle estudiado en este trabajo de tesis los sondeos no definieron una profundidad por arriba de los 50 m ya que todos ellos se realizaron con una apertura de $AB/2$ en el campo a no más de los 150 metros.

CONCLUSIONES

Ya que la primera aproximación de Ghyben-Herzberg no es exacta, debido a que en los fenómenos de intrusión salina en el mundo existen los procesos de difusión y dispersión hidrodinámica que originan una. Por lo que se recomienda aplicar la 3D mediante una metodología que considere la dinámica en la zona de mezcla. Esta dinámica se puede analizar a través de un modelo numérico de transporte que ajuste las condiciones naturales de la intrusión salina conocida por la presente contribución. Con los resultados de la simulación, se puede predecir el comportamiento espacio temporal de este fenómeno natural bajo diversos escenarios utilizando el algoritmo una recomendación de uso numérico puede ser el programa de computo intitulado 2DFEMFAT (Shang, 2001). Al igual para conocer con exactitud los tiempos de inacción de la cuña salina al continente, se recomienda el uso de isótopos radioactivos que

sirven como indicadores de la fecha en la cual ocurrió el fenómeno de intrusión, es decir saber si ésta es de origen reciente o data de muchos años atrás. Esta propuesta se puede ajustar en función de los resultados aquí obtenidos y podría ser elaborada por futuros trabajos de investigación.

BIBLIOGRAFÍA RELEVANTE

Assouline, S. y U. Shavit (2004). Effects of managemen policies, including artificial recharge, on alinization in a sloping aquifer: The Israeli Coastal Aquifer case, *Water Resources Research* 40: W04101, doi:10.1029/2003WR002290.

Bachu, S. (1995). Flow of variable density formation water in deep sloping aquifers: review of methods of representation with case studies , *Journal of Hydrology*. 164: 19—38.

Zhang, Q, R. E. Volker, D. A. Lockington., 2000. Influence of seaward boundary condition on contaminant transport in unconfined coastal aquifers. *Journal of Contaminant Hydrology*. 49 (2001), 201-215.

Peinado–Guevara H., Green–Ruiz C., Herrera–Barrientos J., Escolero–Fuentes O., Delgado–Rodríguez O., Belmonte–Jiménez S., Ladrón de Guevara. Torres M. 2011. Calidad y aptitud de uso agrícola y doméstico del agua del acuífero del río sinaloa, porción costera. *Hidrobiológica*. 21 (1): 212- 221 pp.

Norzagaray-Campos, García-Gutiérrez C. y Muñoz-Sevilla P.2009.Impacto natural antropogénico en el flujo y los niveles piezométricos del acuífero del río Sinaloa. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 5 (3): 212-218.

Custodio E. 2002. Aquifer overexplotaition m, what does it mean?. *Hydrogeology Journal*. 10(2):254-277.

Sierra L., 2001. Agua para todos. División de pozos de agua. JACA y Sierra Testing. Laboratorio Inc. Puerto Rico USA. 78 pp.

TENDENCIA DEL ÍNDICE DE ARIDEZ COMO INDICADOR DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL NORTE DE MÉXICO

Llanes C.O.¹, Norzagaray C.M.¹, Ruiz G.R.² y Muñoz S.N.P.³

¹ Centro de Investigación Interdisciplinaria para el Desarrollo Integral Regional-IPN-Sinaloa Unit., Blvd. Juan de Dios Batiz Paredes No. 250. Colonia San Juachín, Guasave Sinaloa. Mexico. Tel. 016878729625 y 26; E-mails: ollanesc@ipn.mx, oma_llanes@hotmail.com

² CIITEC-IPN, Cerrada de Cecati S/N. Col. Santa Catarina Azcapotzalco México D. F. CP: 02250 Tel 57296000 ext. 64346, 68315 fax. 5561 7536

³ Secretaría de Investigación y Posgrado del IPN, Av. Luis Enrique Erro S/N, Unidad Profesional Adolfo López Mateos, Zacatenco, Delegación Gustavo A. Madero, C.P. 07738, México, Distrito Federal.

Modalidad Oral en área Agua

RESUMEN

El índice de aridez es importante tomarse en consideración cuando se hace una evaluación del cambio climático, pues manifiesta variaciones en ambientes globales y locales. Con el objetivo de calcular la magnitud de las tendencias de la temperatura máxima, la temperatura mínima, la temperatura media, la precipitación, la evapotranspiración potencial y el índice de aridez, en este estudio se realizó un análisis no-paramétrico de las series de tiempo de 38 estaciones climáticas ubicadas en las entidades de Sinaloa, Baja California Sur, Durango, Chihuahua y Sonora. Para ello se usaron registros de temperatura y precipitación de 1970 a 2011 para aplicar la prueba no paramétrica Mann-Kendall (1975) mediante el software Mocluc 1.0 se determinó si existía tendencia estadística significativa en cada estación con respecto a una significancia $\alpha = 0.05$ y se calcularon las magnitudes de tendencia al cambio de las variables climáticas con el método de estimación de pendientes de Sen (1968). Se calculó la evapotranspiración potencial según Hargreaves (1985) y el índice de aridez utilizando el método del Programa de las Naciones Unidas y Medio Ambiente (UNEP) (1992). Todos los factores presentaron tendencias positivas y negativas; principalmente en la temperatura que tuvo una oscilación de -0.13 a 0.160 °C año⁻¹ y que está por arriba de los promedios mundiales. Se concluye que el índice de aridez local tiene importantes repercusiones en la zona, que podría producir impactos en sistemas productivos: humedales Ramsar, sector agropecuario, entre otros.

Palabras clave: tendencia significativa, cambio climático, índice de aridez, análisis no paramétrico.

INTRODUCCIÓN

Las tendencias significativas (TS) de los factores que definen el cambio climático son indicadores de una alteración de la temperatura media (T_{med}) del aire, que a su vez, se relaciona con el calentamiento global, y puede desencadenar una alteración en el patrón climático global (IPCC, 2007). Las proyecciones del Panel Intergubernamental del cambio climático (IPCC) estima que para el año 2100 la T_{med} podría incrementarse en un rango de 1.8 °C a 4 °C, lo cual podría afectar la variabilidad del clima a nivel global y a su vez las TS de la temperatura máxima (T_{max}), T_{med} y la temperatura mínima (T_{min}). A su vez los cambios de T_{max} , T_{med} y T_{min} pudieran causar cambios en el régimen de precipitaciones medias anuales (PMA), alterando el ciclo hidrológico y por ende al índice climático relacionado con la temática. En las recientes tres décadas del siglo pasado, se documentó un incremento de T_{med} a escala global de aproximadamente 0.15 °C década⁻¹ (Lenderink y Van Meijgaard 2008). Una TS se puede dividir en tendencia positiva (TP) y tendencia negativa (TN); donde una TP es indicadora de un aumento del parámetro estudiado y una TN de un decremento del mismo.

METODOLOGÍA

En total se analizaron 38 estaciones climáticas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) para el período 1970-2011, de las cuales 13 están en SIN (2 767, 761 habitantes), 16 en BCS (637, 026 habitantes), 6 en DGO (1 632, 934 habitantes), 2 en CHI (3 406, 465 habitantes) y 1 en SON (2 662, 480 habitantes) (INEGI, 2010i). El área está comprendida dentro de las coordenadas 22°35'24", 26°55'12" latitud norte y -112°32'24", -105°18'00" longitud oeste. Las altitudes de las estaciones climáticas son las siguientes SIN (de 5 a 2050 msnm), BCS (de 10 a 502 msnm), DGO (de 15 a 2300 msnm), CHI (de 780 a 2435 msnm) y SON (50 msnm). Todas las entidades se conectan a zonas montañosas a excepción de DGO y a la zona del Golfo de California y el Océano Pacífico (Llanes *et al.*, 2013). Para la elaboración de este trabajo se tomó en cuenta que la Precipitación Media Acumulada Anual ($PMAA$) en todas las estaciones es variable, tendiendo a disminuir con la altitud. Tomando en cuenta la metodología de la PNUD (1990) se calculó el índice de aridez del área de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las 38 estaciones climáticas, 17 presentaron TP , y 3 TN . De las 20 estaciones con TS , Puerto San Carlos (0.160 °C año⁻¹), El Tarahumar (0.113 °C año⁻¹), Liguí (-0.113 °C año⁻¹), Don Huatabampo (0.106 °C año⁻¹), San Javier (0.104 °C año⁻¹) y Palmar de los S. (-0.102 °C año⁻¹) presentaron mayor variación en su magnitud respectivamente. Sin tomar en cuenta TS , es decir, al promediar todas las estaciones con T_{max} (\bar{T}_{max}) se obtuvo una TP de 0,030 °C año⁻¹ (cuadro I) (figura 1). Los resultados de \bar{T}_{max} expuestos en este trabajo concuerdan con los resultados expuestos por la PNUD-SEMARNAT

(2012), donde se afirma que la tendencia de incremento de \bar{T}_{\max} del aire para el período 1979-2008 es de $0.30 \text{ }^{\circ}\text{C década}^{-1}$.

Cuadro I. Magnitud de la tendencia de la temperatura, precipitación, evapotranspiración potencial y del índice de aridez.

Estación climática		Magnitud de la tendencia					
Entidad federativa	Nombre	Tmax ¹	Tmed ¹	Tmin ¹	PAA ²	ETP ²	IA ³
Sinaloa	Acatitan	0.021	-0.054	-0.023	9	-58	-1.125
	Culiacan	0.060	-0.083	-0.048	-28	62	1.010
	El Playon	0.053	0.032	-0.070	-9	53	0.692
	Guasave	0.110	0.130	0.098	18	56	-0.660
	Guatenipa	0.073	-0.067	-0.018	-15	-56	1.477
	Jaina	-0.046	-0.077	0.060	-15	-56	1.264
	Palmar de Los S.	-0.102	-0.094	0.065	-20	-57	0.886
	Pericos	-0.035	-0.088	0.067	8	-57	-0.965
	Ruiz Cortínez	0.040	0.077	0.029	10	-55	-0.567
	Santa Cruz	-0.050	-0.040	-0.031	13	-55	1.123
	Siqueros	0.059	-0.043	-0.045	-11	-57	1.021
Surutato	0.060	0.060	0.030	25	56	-1.510	
Topolobampo	0.083	0.117	0.086	18	-49	0.492	
Baja California Sur	Caduaco	-0.031	-0.053	0.053	11	-64	-0.550
	Constitución	0.034	-0.094	-0.041	-8	55	0.199
	El Paso de Iritu	0.031	-0.045	-0.058	10	56	-0.243
	El Refugio	-0.029	-0.076	-0.103	4	54	-0.114
	El Rosario	0.077	-0.049	-0.063	-12	58	0.147
	La Paz	0.044	-0.019	-0.066	-5	54	0.253
	La Poza Grande	0.063	0.069	-0.046	3	50	0.086
	La Purísima	0.051	-0.077	-0.061	3	56	0.142
	La Soledad	0.059	0.077	0.064	15	-58	-0.316
	Las Cruces	0.071	0.100	-0.113	6	54	0.158
	Ligui	-0.113	-0.053	0.040	17	-54	0.253
	Los Divisaderos	0.093	0.047	0.033	7	-51	0.688
	Penjamo	-0.070	0.120	0.063	-5	-58	0.173
	Puerto San Carlos	0.160	-0.130	-0.080	5	-42	0.140
San Javier	0.104	0.045	0.075	10	53	0.414	
Todos Santos	-0.025	-0.059	-0.049	5	-48	0.267	
Durango	Huahuapan	-0.034	0.021	0.037	9	49	-1.408
	Ojito de Camellones	0.030	-0.068	-0.058	29	-36	-3.563
	Pena de Águila	0.049	-0.021	-0.020	6	-44	1.033
	San Miguel de Lobos	0.044	0.087	0.050	-11	35	-2.020
	Santiago Papasquiaro	0.059	0.031	0.039	7	47	-0.910
Tamazula	0.061	0.114	0.053	21	53	1.592	
Chihuahua	El Tarahumar	0.113	0.125	0.030	14	-34	2.231
	Guerachic	0.089	0.039	-0.043	15	53	-1.081
Sonora	Don Huatabampo	-0.106	-0.080	-0.068	-8	59	0.594

Tmax = Temperatura máxima; Tmed = Temperatura media; Tmin = Temperatura mínima; PAA = Precipitación

Acumulada Anual; ETP = Evapotranspiración potencial Anual y IA = Índice de aridez Anual

¹($^{\circ}\text{C por año}^{-1}$), ²(mm año^{-1}) y ³(adimensional)

Las tres estaciones con mayores TN en T_{\max} fueron Ligui ($-0.113 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$), Don Huatabampo ($-0.106 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$) y Palmar de Los S. ($-0.102 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$) respectivamente. Estas TN son similares a las calculadas por PNUD-SEMARNAT (2012), donde se detectaron indicadores de TN para las estaciones de Palmar de Los S. y Ligui. Tomando en cuenta TS para T_{\max} , la tasa de cambio en la zona para \bar{T}_{\max} fue de $0,041 \text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$. Se observan algunas zonas donde se agrupan estaciones con TP y TN , pero

también algunas regiones, donde en cortas distancias presentan cambios bruscos, como en la parte Oeste, hacia la región de BCS en las estaciones de Ligui y San Javier. Para esta variable, 17 estaciones manifestaron *TN*, así como 7 estaciones presentaron *TP*. De las 24 estaciones con *TS*, Puerto San Carlos ($-0.130\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$), Guasave ($0.013\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$) y Constitución ($-0.094\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$) presentaron mayor variación en su magnitud respectivamente (figura 1). Al promediar todas las estaciones que mostraron *TN*, el resultado fue de $-0.060\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$. Las *TP* promediaron $0.072\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$ y sin tomar en cuenta *TS*, el promedio se reflejó en $-0.002\text{ }^{\circ}\text{C año}^{-1}$. El IPCC (2007) estimaron una *TP* de la T_{med} promedio anual (\bar{T}_{med}) pero su tendencia lineal a 100 años (1906-2005), fue de 0.74°C [entre 0.56°C y 0.92°C]. En general las *TS* en los volúmenes de *P* es menos evidente en referencia a *T*, ya que, de las 38 estaciones solo 6 de ellas mostraron *TS* (I). De estas 6 estaciones 2 presentaron *TN* y 4 presentaron *TP*. Las estaciones con variaciones en su magnitud con mayor *TS* fueron Guerachic (15 mm año^{-1}), Caduaco (11 mm año^{-1}) y El Playon (-9 mm año^{-1}). Sin tomar en cuenta las *TS*, 25 mostraron *TP* en *P*, mientras que 13 mostraron *TN*.

Índice de Aridez (*IA*)

De las 38 estaciones, 7 presentaron *TS*, es decir, el 18.42 %, 2 presentaron *TN* y 5 *TP*, siendo las más representativas Tamazula (1.592), Huahuapan (-1.408) y Palmar de Los S. (0.886). Considerando el nivel de significancia estadística, el promedio de *TN* del *IA* (\bar{IA}) fue de -0.761 y para *TP* el \bar{IA} fue de 0.836. Sin tomar en consideración el nivel de significancia estadística, \bar{IA} fue de 0.034 (cuadro I) y (figura 1). Es de vital importancia conocer en que sitios el *IA* presenta *TS*, pues de esta manera se pueden tomar medidas de adaptación y mitigación a problemas tales como: construcciones más fuertes y diseñadas para temperaturas extremas, construcción de infraestructura costera para aminorar el impacto de fenómenos climáticos, y planificación del territorio identificando lugares de alta vulnerabilidad y disminuir la emisión de gases de efecto invernadero (PNUD-SEMARNAT, 2012). En la estación de Guasave se debe tener especial cuidado, ya que, es el Centro Agrícola de México y la variabilidad natural de *P* y *T* podrían ser el principal factor que explica la variabilidad en la producción agrícola, lo que repercute en uno de los factores principales de falta de seguridad alimentaria (Ojeda *et al.*, 2011). Por otra parte se deben considerar los resultados obtenidos en la estación El Playon, ya que, se encuentra muy cercano a los humedales Ramsar números 13 y 14 pertenecientes a Sistema Lagunar San Ignacio Navachiste-Macapule y Ensenada de Pabellones respectivamente así como también la estación de San Javier se localiza muy cercana a los humedales Ramsar número 2, 3, 4, 5 y 6 pertenecientes a Laguna de San Ignacio, La Sierra de Guadalupe, Los Comondú, Oasis Sierra de La Giganta y Parque Nacional Bahía de Loreto respectivamente, que son unos de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial (figura 1) (SEMARNAT, 2011) y podrían establecerse mecanismos para caracterizar sus amenazas ante las repercusiones del cambio climático. En Sinaloa el *IA* varió de semiárido a húmedo con valores de -1.510 (Surutato) a 1.477 (Guatenipa), en BCS el *IA* de árido a subhúmedo seco con valores de -0.550 (Caduaco) a 0.688 (Los Divisaderos), en DGO se mantuvo en húmedo en

todas las estaciones climáticas y varió de -3.563 (Ojito de Camellones) a 1.592 (Tamazula), en Chihuahua se repitió este mismo patrón, ya que, mantuvo un *IA* de húmedo con valores extremos de -1.081 (Guerachic) y 2.231 (El Tarahumar); la única estación que se presentó en Sonora tiene un *IA* de sub-húmedo seco con un valor de 0.594 (Don Huatabampo).

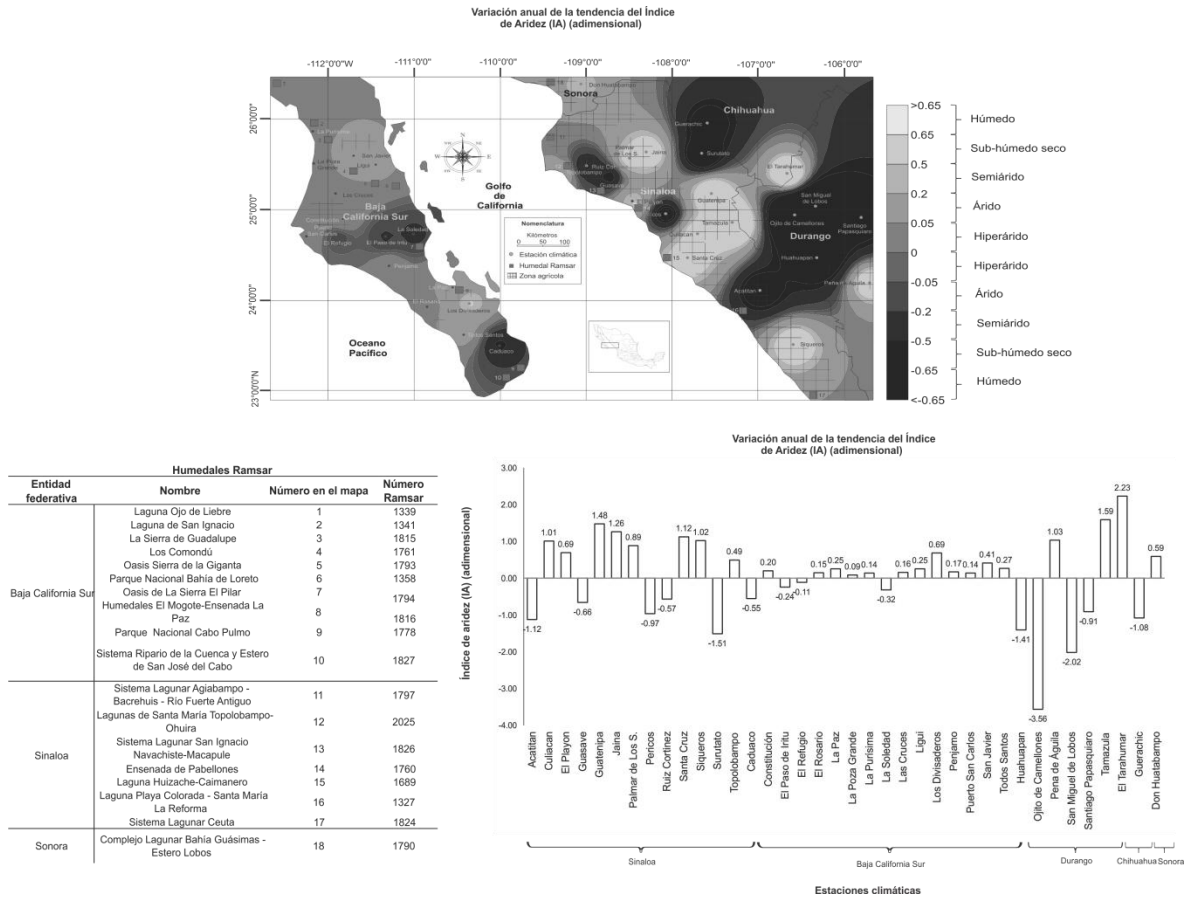


Figura 1. Intensidad de las tendencias al cambio del *IA* y humedales Ramsar en Sinaloa, Baja California Sur, Durango, Chihuahua y Sonora (adimensional).

CONCLUSIONES

Aunque en algunas estaciones se detectaron TN en T_{max} , en general la tendencia de esta variable para el periodo de 1970-2011 ha ido en aumento, con casos de incrementos muy importantes, como en la estación de Puerto San Carlos en la parte Oeste de BCS, donde se cuantificó más un grado centígrado por década. T_{min} manifestó TS importantes en el estado de Sinaloa, específicamente en Guasave que es

considerado el Centro agrícola de México, por ello la importancia de estudiar más a fondo este proceso de enfriamiento del aire.

BIBLIOGRAFÍA RELEVANTE

IPCC. (2007) *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.

Llanes, C.O., M. Norzagaray C., P. Muñoz S. y R. Ruiz G. (2013) Agua subterránea: alternativa acuícola en el Noroeste de México. *Revista AquaTIC*, Zaragoza España, n° 38, 10-20 pp.

Ojeda, B.W. (2011) "Impacto del cambio climático en el desarrollo y requerimientos hídricos de los cultivos", *Agrociencia* 45: 1-11.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)-Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) (2012) México: el Sector Agropecuario ante el desafío del cambio climático. México, D.F. 439 p.

SEMARNAT (2011) Humedales: primer taller sobre sitios Ramsar en Baja California Sur, México.

Lenderink G, Van Meijgaard E. (2008) Increase in hourly precipitation extremes beyond expectations from temperature changes. *Nature Geoscience* 1: 511–514, DOI:10.1038/ngeo262.

ESTUDIO CINÉTICO DE LA REDISOLUCIÓN DE COBRE EN MEDIO ACUOSO; A PARTIR DE SEDIMENTOS DE UN EFLUENTE NATURAL UTILIZANDO UN DISEÑO DE EXPERIMENTOS FACTORIAL 2³

¹Encinas, R. M., ¹Gómez, A.A.*, ²Villalba, A.A.I., ³ Meza, F. D., ¹Valenzuela, G.J.L.,
¹Preciado, F.S., ¹Torres, O.H.O.

¹Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

²Departamento de Geología. Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

³Departamento de Investigaciones Tecnológicas y Científicas. Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

*agomez@iq.uson.mx; Apartado Postal 83000, Tel. (662)-2592106, Tel./Fax: (662)-2592105

RESUMEN

En el presente trabajo se realizó un estudio de la redisolución y movilidad de cobre en el sedimento superficial del Efluente La Mexicana, localizado en las inmediaciones de la Región de Cananea, Sonora, México. Se colectaron muestras de sedimento superficial por triplicado en 3 estaciones de muestreo. El procedimiento utilizado para el muestreo, preservación y transporte de las muestras se realizó en base a la metodología recomendada por la EPA (1982), y Mudroch y Azcue (1995). Se utilizó la técnica de Absorción Atómica por flama para la determinación de cobre. Posteriormente, se llevó a cabo un análisis del proceso de redisolución de cobre en medio acuoso en un reactor experimental de laboratorio, utilizando un Modelo Factorial 2³ completo con una réplica para cada corrida. Con dicha experimentación se pretendió simular la disolución de cobre ocasionada por efectos naturales, y en base al análisis de los resultados obtenidos se comparó con la Normatividad Mexicana vigente, logrando diagnosticar el nivel de contaminación en la zona de estudio, indicando el riesgo potencial que representa a los ecosistemas acuáticos y terrestres de áreas aledañas (incluyendo al hombre). Los resultados obtenidos indican que existe una redisolución significativa de cobre en solución acuosa. A partir de los resultados del análisis anterior y el criterio de maximización de la respuesta y minimización de la desviación estándar, se encontró que el tratamiento o conjunto de condiciones que dieron lugar a una mayor redisolución de cobre dentro del intervalo de niveles estudiados son: Tamaño de partícula: 2540 μm (malla +10), Relación Sólido-Líquido: 1 g/L, Temperatura: 50°C, y la cantidad máxima de cobre fue de 0.97 mg/L. Asimismo, se generó una ecuación de predicción de la concentración de cobre redissuelto en función de los efectos e interacciones más significativos dando lugar a muy buenas correlaciones entre la información experimental y la predicha por esta ecuación. Los resultados indican que los sedimentos superficiales del Efluente La Mexicana se encuentra una cantidad considerable de cobre total (1122.80 mg kg⁻¹), la cual tiene un alto grado de disolución en el medio lixivante (agua) de 0.97 mg/L. Este valor se encuentra por encima del establecido en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (S.E.D.U.E., 1989), por lo que se puede inferir que los niveles de cobre pueden llegar a ser un problema hacia la flora y fauna presentes en esa área geográfica.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de los sedimentos, el suelo y las aguas subterráneas por metales potencialmente dañinos, es una de las amenazas más importantes para el medio ambiente la calidad y la salud humana. Las altas concentraciones de metales se liberan en el medio acuático, como resultado de la lixiviación de rocas, la deposición atmosférica, drenaje, escorrentía de las riberas de los ríos, y la descarga de aguas residuales urbanas e industriales (Bibi *et al.*, 2007). Las actividades mineras se asocian a menudo con el impacto al medio ambiente como la contaminación por metales de los sedimentos y los sistemas acuáticos (Gómez-Álvarez *et al.*, 2008). Debido a que los desechos mineros denominados “jales” están expuestos al intemperismo, los minerales que contienen pueden ser afectados por diferentes procesos, como reacciones de óxido-reducción, ácido base, hidrólisis, adsorción-desorción, etc., que pueden modificar la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales contenidos, derivando en su liberación y subsecuente acumulación e infiltración.

La movilidad de los metales es afectada por diversos parámetros fisicoquímicos, especialmente por el pH, salinidad, textura, capacidad de intercambio catiónico, potencial redox y composición mineralógica. De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-141-SEMARNAT-2003, la peligrosidad de un jale aumenta en función del incremento en el potencial de lixiviación de metales o de elementos tóxicos solubles en agua (Ramos-Arroyo y Siebe-Grabach, 2006; Martín-Romero *et al.*, 2008; Navarro-Flores y Martínez-Sola, 2008; Rodríguez *et al.*, 2009). Históricamente, las actividades mineras han generado residuos de granulometría fina, los cuales se han acumulado en las denominadas “presas de jales”. Estas presas de jales están distribuidas en diferentes regiones de México y, dependiendo de su peligrosidad potencial y de las medidas que se tomaron al momento de su abandono, pueden representar un riesgo para el ambiente. En el caso particular del área de Cananea, Sonora, existen depósitos de almacenamiento de aguas ácidas ferro-cupríferas que se localizan sobre las corrientes naturales formadoras de los Ríos San Pedro y Bacanuchi (Gómez-Álvarez *et al.*, 2011). En el presente trabajo se pretende analizar el impacto ambiental generado por efluentes mineros en las inmediaciones del municipio de Cananea, Sonora. Para ello se toman ciertos criterios de evaluación; es decir; el estudio se concentra básicamente en el metal más representativo, en este caso el cobre, además la medición del contenido total es un criterio insuficiente para evaluar el verdadero riesgo, debido a que la movilidad de los metales pesados y su biodisponibilidad depende de la especie química en la que se encuentren asociados; es por ello que el estudio se centrará en la capacidad de movilidad que tiene el metal en este caso el cobre.

OBJETIVOS

- Se pretende realizar la colecta de sedimento superficial en las inmediaciones de la Región de Cananea, Sonora, en el lugar conocido como efluente La Mexicana.
- Así también se determinará la concentración del metal de estudio, en este caso el cobre a diferentes tamaños de partícula, en el sedimento del efluente “La Mexicana”; mediante un proceso de redisolución de cobre en un reactor a nivel laboratorio.
- Se contemplarán las siguientes variables: tamaño de partícula, relación sólido-líquido y temperatura utilizando agua como agente lixivante.
- Se evaluará el efecto de las variables como tamaño de partícula, relación sólido-líquido y temperatura, en la redisolución de cobre. Proponiendo una ecuación de

predicción para el comportamiento de la redisolución de cobre, tomando en cuenta los factores más importantes.

- Finalmente, se pretende establecer si las concentraciones de cobre rebasan los valores máximos permitidos establecidos en la Normatividad Mexicana Vigente.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El municipio de Cananea está ubicado al norte del estado de Sonora, se localiza en el paralelo 30°58' de latitud norte y a los 110°18' de longitud al oeste del meridiano de Greenwich; a una altura de 1600 metros sobre el nivel del mar (**Figura 1**). Colinda con los municipios siguientes: al noroeste con Naco, al sur con Arizpe, al suroeste con Bacoachi, y al oeste con Imuris y Santa Cruz. Cuenta con una extensión territorial de 4,141.17 km², que representa el 2.2% del territorio estatal y un 8.7 por ciento de la superficie total del Distrito. Por el municipio pasan varios arroyos y ríos, entre los que destacan los ríos Sonora, Bacanuchi y San Pedro. La principal actividad económica es la industria minera, sin embargo, existen varias actividades de igual relevancia en la región como lo son la ganadería y la agricultura (I.N.E.G.I., 1985). El clima predominante de la zona es semiseco templado BS1Kw(x), cubriendo un 91.28 % de la superficie del municipio de Cananea, Sonora. El 7.92 % hacia la porción noreste se considera seco templado, BS0Kw(x) y el restante 0.80 % es templado subhúmedo C(W0)(x) con lluvias en verano de menor humedad. La temperatura máxima se presenta para Cananea en Julio (35.9°C) y Junio (37.7°C).

El efluente “La Mexicana” tiene su origen en las inmediaciones de la ciudad de Cananea a una altitud de 1600 msnm (**Figura 1**). Se localiza al norte de la región Hidrológica RH09, es decir, en la región Hidrológica Río Sonora Sur, en la cuenca del Río Sonora (S.R.H., 1970). El efluente La Mexicana pertenece a la sub-cuenca del río Sonora-Arizpe, y es considerado una corriente intermitente de agua con una longitud aproximada de 5.6 Km. Recibe influencia de otras corrientes intermitentes como La Bombita y desemboca en la presa de Jales (I.N.E.G.I, 2010).

Muestreo de Campo

Se realizó un muestreo de campo en el sedimento del efluente La Mexicana que presenta problemas de contaminación derivados de la actividad minera de la región de Cananea, Sonora. El procedimiento utilizado para el muestreo, preservación y transporte de las muestras se realizó en base a la metodología recomendada por el Handbook for Sampling and Sample Preparation of Water and Wastewater (EPA, 1982) y el Manual of Aquatic Sediment Sampling (Mudroch y Azcue, 1995). Se colectaron muestras de sedimento superficial en 3 estaciones de muestreo (**Figura 1, Tabla I**), a una profundidad de 20 cm, introduciendo manualmente nucleadores de plástico limpios y descontaminados, teniendo cuidado para no perturbar demasiado los sedimentos. Se colectaron tres muestras de sedimento en cada estación, con la finalidad de obtener una muestra compuesta que sea representativa. Posteriormente, se preparó una muestra compósito por estación de muestreo, tomando el 25% en peso de cada una de las tres muestras por estación. Esto se realizó con la finalidad de obtener una muestra representativa (compósito). Una porción de sedimento de este compósito se pulverizó en un mortero de porcelana a un tamaño menor de 80 mallas (180 µm) para realizar los distintos análisis químicos.

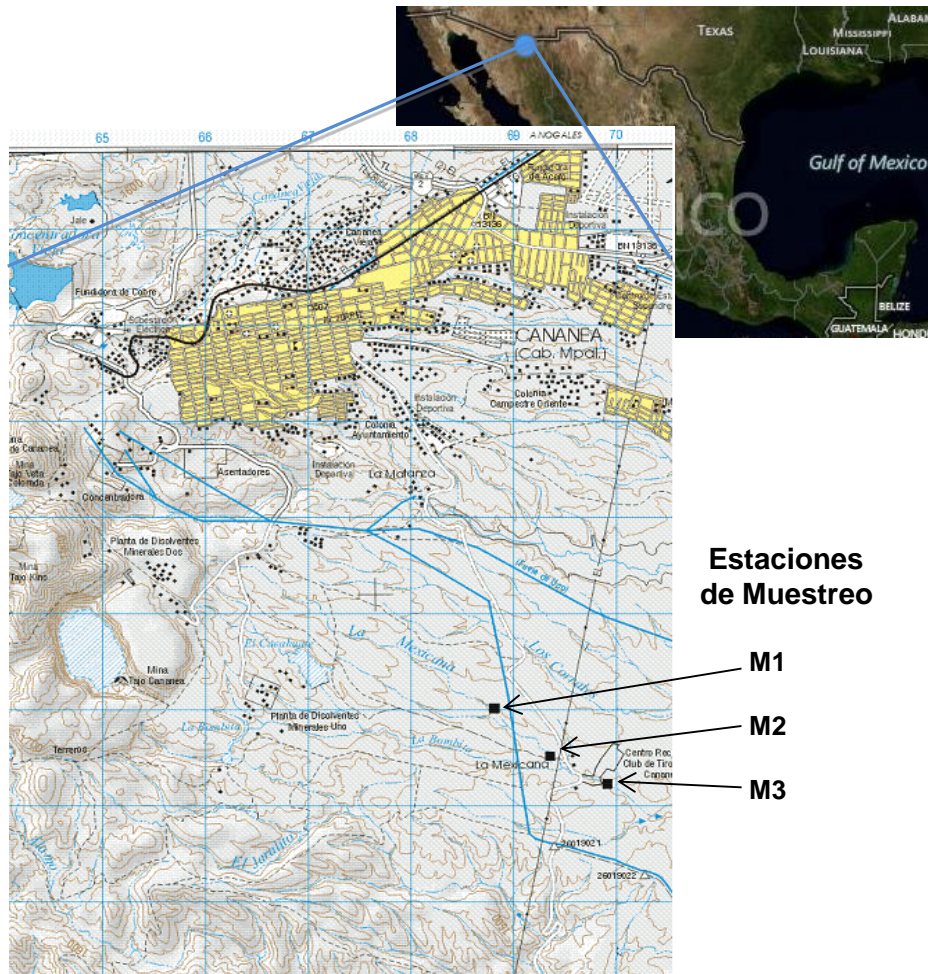


Figura 1. Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo en efluente “La Mexicana”.

Tabla I. Localización geográfica de las estaciones de muestreo en el efluente “La Mexicana”.

Lugar	Latitud	Longitud	Altitud (m.s.n.m)
M1	30°56'33.9''	110°16'26.2''	1504
M2	30°56'28.9''	110°16'18.3''	1500
M3	30°56'27.8''	110°16'9.6''	1494

Para evitar la contaminación de las muestras, el material de muestreo (nucleadores de plástico), recipientes para guardar las muestras y el material de laboratorio, se utilizó la metodología recomendada por la Norma Mexicana NMX-AA-115-SCFI-200. El procedimiento consiste en un lavado con detergente, enjuague con agua corriente y sumergirlo en una disolución de ácido nítrico al 20% (v/v) durante 3 días. Posteriormente se enjuagó con agua deionizada, se secó y se guardó en bolsas de plástico para su posterior utilización. Para el análisis de la cinética de redisolución de cobre se tomaron en cuenta los parámetros de temperatura, relación sólido-líquido y tamaño de partícula. El volumen de la solución para lixiviación (500 mL), pH de 7 y velocidad de agitación (300 rpm) se mantuvieron constantes en la experimentación.

Por otro lado y para cumplir con el objetivo planteado de la presente investigación, se optó por utilizar un modelo factorial 2^3 completo, con dos réplicas de cada tratamiento. En este diseño se estudiaron los factores: relación sólido-líquido codificado como (A), temperatura codificada como (B) y tamaño de partícula codificado como (C).

Para el análisis de los datos obtenidos en la sección experimental, inicialmente se desarrolló un análisis cinético, para conocer la naturaleza del proceso de lixiviación de cobre en medio acuoso. Después, se desarrollaron análisis gráficos tanto para los efectos sobre los valores promedio de concentración de cobre redissuelto, así como para los efectos sobre la desviación estándar. Finalmente, se llevó a cabo la construcción de un diagrama de Pareto, el cual permitió conocer las magnitudes para cada uno de los factores y sus interacciones, y con esta información construir una ecuación de predicción de la concentración de cobre redissuelto.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para evaluar el efecto de la relación sólido-líquido, tamaño de partícula y temperatura, sobre la velocidad de disolución de cobre en medio acuoso se realizaron 4 pruebas preliminares con el objeto de visualizar el tiempo en el que se alcanza el equilibrio, para el proceso cinético de redisolución de cobre.

El estudio del efecto de la temperatura sobre la redisolución de cobre en una solución acuosa, mostró que a medida que se aumenta la temperatura en el sistema desde 25°C hasta 50°C, manteniendo una relación S/L y un tamaño de partícula de 1 g/L y No. Malla +10 respectivamente; la concentración de cobre que pasa a solución incrementa ligeramente, lo que hace pensar que el efecto de la temperatura en el intervalo de estudio, es casi despreciable, si se compara con la respuesta de las otras dos variables (Relación sólido/líquido y tamaño de partícula). Contario a lo que se reconoce, que con el aumento de la temperatura se ven favorecidas en general las reacciones de disolución, no se descarta que para este sistema esto pueda suceder a temperatura superiores a los 50°C; sin embargo, para las condiciones térmicas utilizadas en este estudio, tal efecto no se ve reflejado de manera pronunciada.

La **Figura 2**, presenta el efecto de la relación sólido-líquido sobre la redisolución de cobre en medio acuoso, en la cual se aprecia que a medida que se aumenta esta relación desde 0.5 g/L hasta 1 g/L, manteniendo el tamaño de partícula y temperatura del sistema con No. Malla -100 y 25°C respectivamente, la concentración de cobre que pasa a solución se incrementa en una proporción aproximada del 130%, es decir superior al doble del encontrado cuando se evaluó este parámetro en su condición más baja. Lo anterior

puede deberse a que existe mayor posibilidades de redisolución de cobre en el medio acuoso al incrementar la cantidad del sedimento suspendido, alcanzando con ello, mayor contenido de este metal en solución.

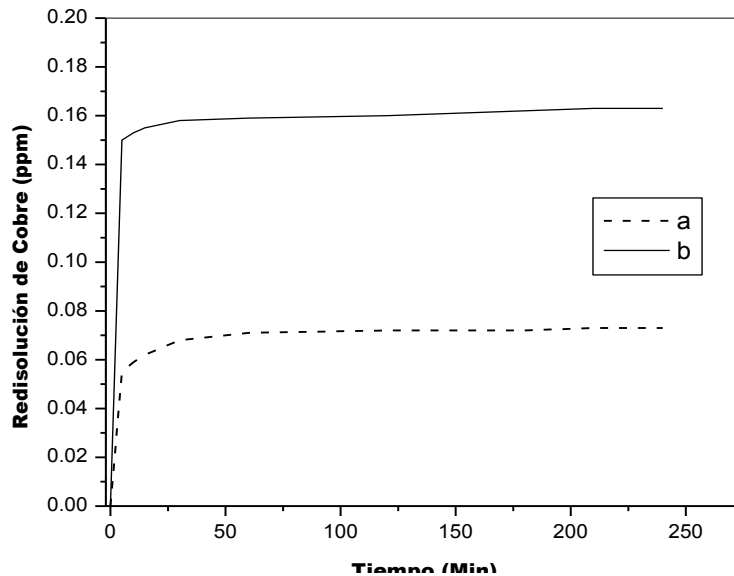


Figura 2. Efecto de la relación sólido-líquido sobre la redisolución de cobre en solución acuosa, con respecto al tiempo. Temperatura: 25°C, No. Malla: -100, Relación S/L: (a) 0.5 g/L, y (b) 1 g/L.

La **Figura 3**, presenta el efecto del tamaño de partícula sobre la redisolución de cobre en medio acuoso, en la cual se aprecia que a medida que se aumenta el tamaño desde -100 mallas hasta +10 mallas, manteniendo la temperatura y la relación S/L, en 25°C y 1 g/L respectivamente. La concentración de cobre que pasa a solución se incrementa en una proporción aproximada del 900%, es decir 9 veces superior de lo encontrado cuando se evaluó este parámetro en su condición más baja. Lo anterior puede deberse a que existe mayor contenido de cobre en la malla +10 en relación con el existente en la malla -100.

Como se demostró anteriormente, la malla +10 presentó una concentración de cobre de 1828.33 ppm, mientras que la malla -100 presenta una concentración de cobre de 705.46 ppm. Por otro lado, se sabe que este cobre presente en los sedimentos de mayor tamaño, no se encuentra formando parte de especies minerales complejas, sino que son especies de cobre simples, producto de redisoluciones y precipitaciones anteriores. Para desarrollar un estudio más sistematizado del efecto de la temperatura, relación sólido-líquido y tamaño de partícula sobre la redisolución de cobre, se procedió a realizar un diseño de experimentos factorial 2^3 completo, con dos réplicas.

La **Tabla II**, muestra la matriz de diseño, la cual contiene las 8 corridas, producto de la interacción de los 3 factores en sus niveles alto y bajo, como lo señala la teoría de modelos factoriales (Montgomery, 1991). Todas estas corridas desarrolladas durante un lapso de 60 minutos, tiempo en el cual se demostró que se alcanza el equilibrio para este sistema. Asimismo, se señala el resultado individual de las dos réplicas, su valor promedio y su desviación estándar. En esta tabla se aprecian concentraciones de redisolución de cobre que varían desde 0.075 ppm hasta 0.9725 ppm, con valores de desviación estándar pequeños en relación con los valores de concentración de cobre disuelto.

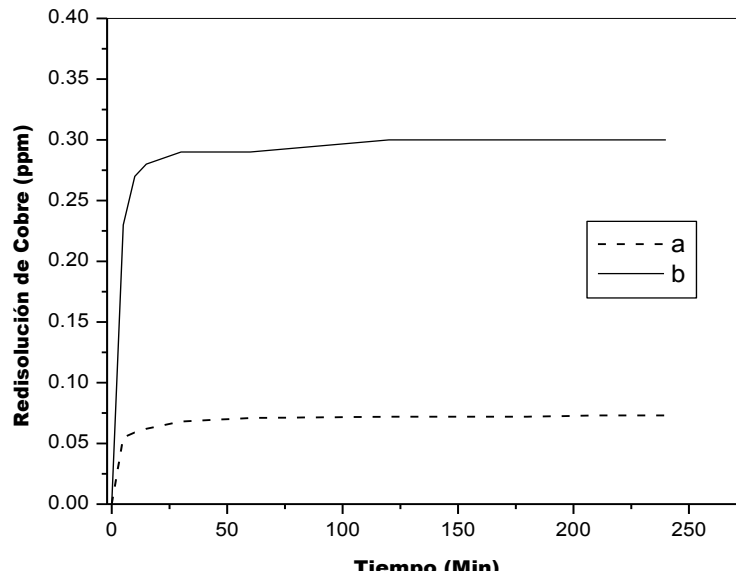


Figura 3. Efecto del tamaño de partícula en la concentración de cobre disuelto en una solución acuosa, con una Temperatura de 25⁰C, y una relación S/L 0.5 g/L. Donde (a) Malla -100, y (b) Malla +10.

Tabla II. Matriz de datos experimentales para el proceso de redisolución de cobre en medio acuoso con un diseño factorial 2³.

Prueba	Relación sólido-líquido (A)	Temperatura (B)	Tamaño de partícula (C)	Y1	Y2	PROM	S
1	-	-	-	0.077	0.073	0.075	0.00282
2	-	-	+	0.25	0.296	0.273	0.03252
3	-	+	-	0.073	0.071	0.072	0.00141
4	-	+	+	0.277	0.287	0.282	0.00707
5	+	-	-	0.17	0.186	0.178	0.01131
6	+	-	+	0.663	0.645	0.654	0.01272
7	+	+	-	0.157	0.18	0.1685	0.01626
8	+	+	+	0.97	0.975	0.9725	0.00353

La **Figura 4**, muestra el efecto individual de cada factor, así como el de sus interacciones sobre la variable de respuesta. En esta figura se puede apreciar que el mayor efecto sobre el proceso de redisolución de cobre, se atribuye al Factor C (tamaño de partícula), seguido del factor A (relación sólido-líquido), las interacciones AC, BC, ABC, AB, y finalmente el factor B. En la **Figura 5**, se ilustra el diagrama de Pareto para este sistema, en el cual se grafican los valores absolutos ($\Delta/2$) para destacar la importancia de los factores sobre la respuesta.

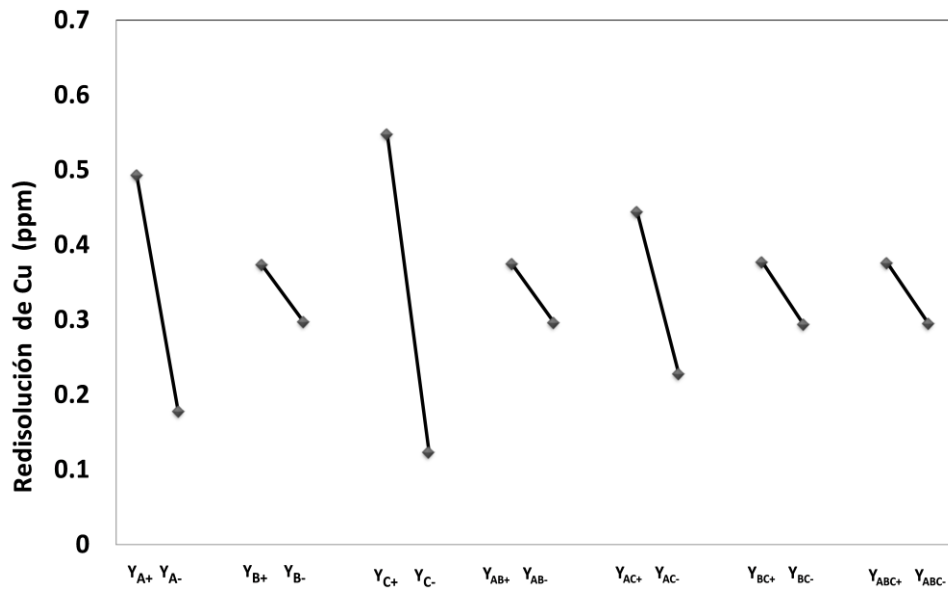


Figura 4. Efectos principales e interacciones sobre la concentración de cobre redissuelto en solución acuosa.

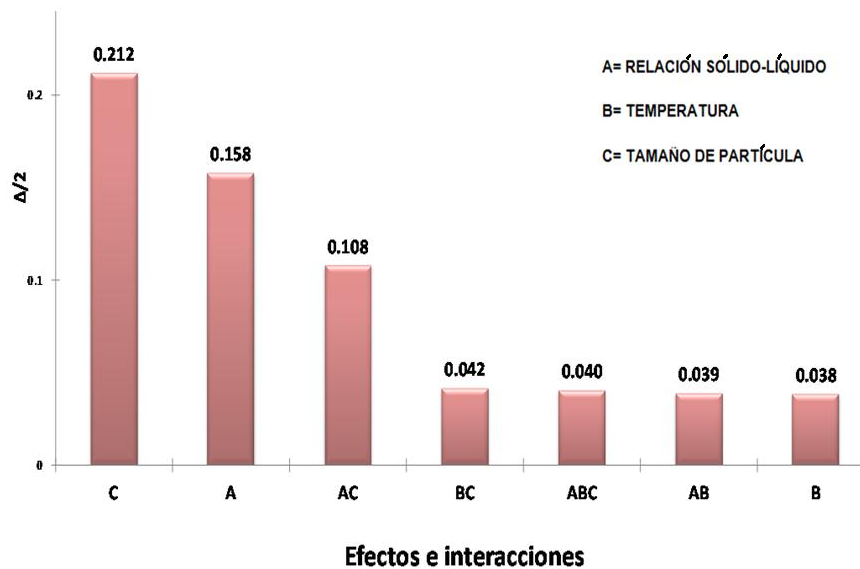


Figura 5. Diagrama de Pareto para la concentración de cobre redissuelto en solución acuosa.

Con la información anterior, fue posible obtener una ecuación de predicción en la cual se expresa la variable de respuesta (Y), en función de los factores e interacciones más significativas. Resultando la siguiente ecuación para la redisolución de cobre en medio acuoso.

$$Y = 0.3353125 + 0.1579375 A + 0.2119375 C + 0.1080625 AC \quad (1)$$

Con esta ecuación se calcularon las concentraciones de cobre redissuelto para todas las pruebas, cuyos resultados se presentan en la **Tabla III**. A partir de los resultados del análisis anterior y el criterio de maximización de la respuesta y minimización de la

desviación estándar, se determinó que el tratamiento o conjunto de condiciones que dieron lugar a una mayor redisolución de cobre dentro del intervalo de niveles estudiados son: A (+), B (+), C (+); es decir, malla +10 (2540 μm), 50 °C, 1 g/L. La cantidad máxima de cobre que se alcanza con este conjunto de condiciones es de 0.97 ppm. Esta cantidad de cobre disuelto se comparó con los “Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89” (S.E.D.U.E., 1989), los cuales señalan que puede llegar a ser un problema hacia la flora y fauna presentes en esa área geográfica.

Tabla III. Comparación de los resultados obtenidos mediante la ecuación de predicción y los datos experimentales para la concentración de cobre disuelto en medio acuoso.

Corrida	A	B	C	AB	AC	BC	ABC	Experimental	Calculado
								\bar{Y}	Y
1	-1	-1	-1	1	1	1	-1	0.075	0.0735
2	-1	-1	1	1	-1	-1	1	0.2805	0.28125
3	-1	1	-1	-1	1	-1	1	0.072	0.0735
4	-1	1	1	-1	-1	1	-1	0.282	0.28125
5	1	-1	-1	-1	-1	1	1	0.178	0.17325
6	1	-1	1	-1	1	-1	-1	0.654	0.81325
7	1	1	-1	1	-1	-1	-1	0.1685	0.17325
8	1	1	1	1	1	1	1	0.9725	0.81325

CONCLUSIONES

De acuerdo al estudio realizado a los sedimentos del efluente La Mexicana se demuestra que existe una redisolución significativa de cobre en solución acuosa.

La experimentación se lleva a cabo hasta cierto punto simulando el fenómeno real que se presenta en el efluente bajo condiciones naturales; es decir, se consideró un el pH del agente disolvente de 7 y una velocidad de agitación en el reactor de 300 rpm, aproximando el efecto del movimiento de los sedimentos por la corriente del arroyo.

A partir de los resultados del análisis anterior y el criterio de maximización de la respuesta y minimización de la desviación estándar, se encontró que el tratamiento o conjunto de condiciones que dieron lugar a una mayor redisolución de cobre dentro del intervalo de niveles estudiados son: tamaño de partícula: 2540 μm (malla +10), relación Sólido-Líquido: 1 g/L y temperatura: 50°C.

La cantidad máxima de cobre que se alcanza con este conjunto de condiciones es de 0.97 ppm. Esta cantidad de cobre disuelto comparada con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (S.E.D.U.E., 1989), puede llegar a ser un problema hacia la flora y fauna presentes en esa área geográfica.

REFERENCIAS

Bibi, M.H., Faruque, A. and Hiroaki, I. (2007). Assessment of metal concentrations in lake sediments of southwest Japan based on sediment quality guidelines. *Environmental Geology* 52 (4): 1-15.

EPA (Environmental Protection Agency) (1982). Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater (Report No. EPA-600/4-82-029), U.S.A. 415 p.

Gómez-Álvarez, A. (2008). Estudio de Caracterización y Biodisponibilidad de Metales Pesados (Agua y Sedimento) del Río San Pedro, localizado en una Región Semi-Árida del Noroeste de México. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Baja California. México. Pp.52.

Gómez-Álvarez, A., Valenzuela-García, J.L., Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., Ramírez-Hernández, J., Almendariz-Tapia, J., Pérez-Segura, E. (2011). Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. *Applied Geochemistry* 26: 2101–2112

I.N.E.G.I. (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), (2010). Simulador de Corrientes Superficiales de la República Mexicana.http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/#.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), (1985). Cartas Hidrológicas de Aguas Superficiales: CANANEA H12-2 y H12-5, Escala 1:250,000. Primera Edición, México, D.F.

Martín-Romero F., Armienta M.A., Gutiérrez M.E. y Villaseñor G. (2008). Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el Impacto ambiental de jales mineros. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 24, 43-54.

Mudroch, A. and Azcue, J.M.(1995). Manual of aquatic sediment sampling. Lewis Publishers. USA.

Navarro-Flores A. y Martínez-Sola F. (2008). Effect of sewage sludge application on heavy metal leaching from mine tailings impoundments. *Bioresour. Technol.* 99, 7521-7530.

Norma Oficial Mexicana (NMX. AA_115-SCFI-2001). Análisis de agua-criterios para el control de la calidad de resultados analíticos. Secretaría de Economía, México, D.F. 31 p.

Montgomery D.C. (1991). Diseño y Análisis de Experimentos. Primera Edición en español, editorial Iberoamérica., México D.F.

Ramos-Arroyo J.R. y Siebe-Grabach D. (2006). Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 23, 54-74.

Rodríguez L., Ruiz E., Alonso-Azcárate J. y Rincón J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *J. Environ. Manage.* 90, 1106-1116

Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1970). Plano General Región Hidrológica No. 9 Sonora Sur. México, D.F.

S.E.D.U.E. (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología) (1989). Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA-001/89. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 2 de diciembre de 1989. Tomo CDXXX, No. 9. Mexico, D.F.

AHORRO DEL AGUA Y NITRÓGENO: UNA ESTRATEGIA SUSTENTABLE PARA LA PRODUCCIÓN DE FORRAJES EN ZONAS SEMIÁRIDAS EN LA COMARCA LAGUNERA

Morales-Fabián Z¹, Hernández N. G²., Faz C. R²., Ramírez V.O³

¹Facultad de Agricultura y Zootecnia-Universidad Juárez del Estado de Durango ²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Campo Experimental la Laguna Matamoros Coahuila, México ³Estudiante de Maestría ITSON

Venecia, Gómez Palacio, Durango. E-mail: mofab_08@hotmail.com

Modalidad: Oral () Cartel (x) Área: Agua (x), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos ()

RESUMEN

La Región Lagunera, es una zona de gran demanda de producción de forraje debido a las explotaciones lecheras. Sucede lo contrario con la disponibilidad del agua subterránea, siendo el principal factor que limita la producción agrícola para el desarrollo socio-económico y mantenimiento de ecosistemas. El presente trabajo de investigación se realizó en el Campo Experimental La Laguna (INIFAP-CELALA) ubicado en Matamoros, Coahuila 2010-2011. Se estableció el 14 de diciembre del 2010 en un suelo de textura arcillosa, utilizando variedades de avena Cuauhtémoc y triticale Río Nazas. El diseño experimental fue en parcelas sub-subdivididas distribuidas en bloques al azar, donde la parcela mayor fue el sistema de riego, la subparcela fue la fuente de fertilización y la sub- subparcela fue la especie forrajera. Se evaluaron dos sistemas de riego: sistema de riego por cintilla (SRPC) y sistema de riego superficial (SRPS). La aplicación del riego en los dos sistemas se consideró la evapotranspiración de referencia de la estación meteorológica del INIFAP multiplicado por el Kc en cada estado de desarrollo del cultivo. La fertilización fue de 140 kg ha⁻¹ de N, utilizando dos diferentes fertilizantes: Sulfato de Amonio (SA) y fertilizante nitrogenado de Lenta Liberación (LL) Novatec[®] y el testigo (T) sin Fertilización. Hubo significancia en la producción de forraje verde (FV), forraje seco (FS), eficiencia en el uso del agua (EUA), eficiencia del uso del Nitrógeno (EUN), concentración de nitratos (N-NO₃). El análisis indica que no hubo interacción en tipos de fertilización, especie*tipos de fertilización, especies*sistemas de riego, sistemas de riego*tipos de fertilización en las variables: FV, FS, EUA, EUN, N-NO₃. Las aplicaciones de riego mediante el sistema por cintilla fue mejor que el sistema de riego superficial para las variables agronómicas con un índice de 1.77 kg de MS/m³ de agua con respecto a 1.27 kg de MS/m³ de agua. Siendo el triticale que tuvo mejor eficiencia en el uso de nitrógeno con el 36%, forraje seco con 10.32 ton ha⁻¹ con un índice de agua de 1.79 kg de MS/m³ de agua a diferencia de la avena. Por lo que respecta al ahorro del agua para tres riegos aplicados en ambos cultivos, el ahorro fue de 3 m³ para la aplicación mediante cintilla. Esto equivaldría al ahorro de aproximadamente 7 m³/ha.

INTRODUCCIÓN

En el Norte del país, la sustentabilidad del sector agropecuario se encuentra amenazada por dos problemas; el agotamiento del recurso agua y la contaminación ambiental por actividades agropecuarias. Específicamente la Región Lagunera, es una zona de gran demanda de producción de forraje debido a las explotaciones lecheras. Sin embargo, sucede lo contrario con la disponibilidad del agua subterránea, siendo el principal factor que limita la producción agrícola para el desarrollo socio-económico y mantenimiento de ecosistemas. Por otra parte, se tiene el uso intensivo de fertilizantes sintéticos lo que genera impactos negativos teniendo consigo la contaminación ambiental, debido a un mal manejo y aplicación del mismo. Aunado a ello, existen alternativas forrajeras para el ganado lechero en la temporada de invierno en la Región, como es el caso de la avena y triticale, presentan buena producción de forraje, buena calidad nutricional y hacen mejor eficiente en el uso del agua y nitrógeno. En el 2012, la superficie sembrada de avena y triticale fue de 15,405 y 1, 200 ha respectivamente (SIAP, 2014). El rendimiento de este tipo de cultivos se encuentra influenciado por varios factores entre ellos se puede mencionar la fertilización y aplicación de agua de riego. El uso intensivo de los fertilizantes nitrogenados en la agricultura moderna está motivado por una alta producción de granos. Las altas dosis de Nitrógeno usadas en la producción de forrajes y la gran demanda del agua debido a las características agroclimáticas áridas y semiáridas, se requiere cuantificar la recuperación del Nitrógeno y la eficiencia en el uso del agua mediante el estudio de diferentes dosis de Nitrógeno factores que están relacionados con la mejora de la economía de los productores. La eficiencia de recuperación del Nitrógeno en cereales es de 33% a nivel mundial (Raun y Jhonson, 1999) y el 50% del nitrógeno en suelos agrícolas no es aprovechado por el cultivo (Tonitto *et al.* 2006). Zerulla *et al.* 2001; Pasda *et al.* 2001; Shaou-fu *et al.* 2007 Citado por (Morales-F *et al.* 2012) mencionan el beneficio que brinda el uso de fertilizantes combinados con inhibidores de la nitrificación enfocado principalmente a la protección del medio ambiente mediante una mejor eficiencia de utilización de nitrógeno minimizando pérdidas por lixiviación y volatilización. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo de investigación fue determinar el efecto de las dosis de nitrógeno en la eficiencia en el uso del agua en la producción y la concentración de N-NO₃ en avena y triticale.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo de investigación se realizó en el Campo Experimental La Laguna (INIFAP-CELALA) ubicado en Matamoros, Coahuila 2010-2011. El experimento se estableció el 14 de diciembre del 2010 en un suelo de textura arcillosa, utilizando las variedades de avena Cuauhtémoc y triticale Río Nazas. La siembra se realizó en seco con densidades de 110 y 130 kg ha⁻¹ de semillas de avena y triticale. Antes de la siembra se realizó un muestreo de suelo a dos profundidades de 0-60 cm con el objetivo de estimar el contenido de nitrógeno en el suelo; que fue de 170 kg ha⁻¹.

El diseño experimental fue en parcelas sub-subdivididas distribuidas en bloques al azar, donde la parcela mayor fue el sistema de riego, la subparcela fue la fuente de fertilización y la sub-subparcela fue la especie forrajera. Se utilizaron parcelas experimentales de 39 m² con parcelas útiles de 1 m². Se evaluaron dos sistemas de riego: sistema de riego por cintilla (SRPC) y sistema de riego superficial (SRPS). La aplicación del riego en los dos sistemas se consideró la evapotranspiración de referencia de la estación meteorológica del INIFAP multiplicado por el Kc en cada estado de desarrollo del cultivo. Se aforaron 10 diferentes goteros para medir el volumen de agua aplicado en el SRPC utilizando el tiempo de aplicación del riego de acuerdo a la evapotranspiración diaria del cultivo, aplicando una lámina de riego de 57 cm para ambos cultivos y sistemas.

La fertilización fue de 140 kg ha⁻¹ de N, utilizando dos diferentes fertilizantes: Sulfato de Amonio (SA) y fertilizante nitrogenado de Lenta Liberación (LL) Novatec[®] y el testigo (T) sin Fertilización. La eficiencia en el uso del agua (EUA) se determinó mediante la fórmula de Viets (Howell, 2001) dividiendo el peso de la materia seca total cosechada (kg ha⁻¹) entre la lámina de agua aplicada (mm). La eficiencia en el uso del nitrógeno (EUN) se determinó dividiendo la producción de forraje seco (FS) en kg de cada parcela entre los kg de nitrógeno aplicado más el nitrógeno residual del suelo.

La cosecha de los cultivos se realizó a partir de los 114 dds en avena y a los 116 dds en triticale cosechados en estado Lechoso-Masoso. Las variables evaluadas fueron la altura en cinco plantas de cada parcela. Se obtuvo la cantidad de forraje verde en 1 m²; se tomaron muestras de forraje aproximadamente 500 gr por parcela para secar en una estufa de aire forzado a 65°C durante 72 horas. Los pesos de las muestras secas obtenidas se utilizaron para determinar el contenido de materia seca. Las muestras se molieron en un molino Willey[®] a un tamaño de partícula de 1 mm. Posteriormente se determinó el contenido de proteína cruda por el método de Kjeldahl. Se empleó el análisis estadístico SAS 9.2 con los procedimientos de GLM y comparación múltiple de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción, Concentración de N-NO₃ y Eficiencia en el Uso del Agua (EUA), Eficiencia en el Uso del Nitrógeno (EUN)

El cuadro 1, indica la significancia de la producción de forraje verde (FV), forraje seco (FS), eficiencia en el uso del agua (EUA), eficiencia del uso del Nitrógeno (EUN), concentración de nitratos (N-NO₃). El análisis indica que no hubo interacción en tipos de fertilización, especie*tipos de fertilización, especies*sistemas de riego, sistemas de riego*tipos de fertilización en las variables: FV, FS, EUA, EUN, N-NO₃.

Cuadro 1 Cuadro de significancia para las variables: forraje verde (FV), forraje seco (FS), eficiencia en el uso del agua (EUA), eficiencia en el uso de nitrógeno (EUN), nitratos (N-NO₃) en Avena y Triticale en estado Lechoso-Masoso.

Conceptos	FV (t/ha)	FS (t/ha)	EUA (kg MS/m ³ de agua)	EUN (%)	N-NO ₃ (ppm)
Especie	NS	**	**	**	NS
Sistemas de Riego	*	**	**	**	NS
Tipos de Fertilización	NS	NS	NS	NS	NS
Especie x Sistemas de Riego	NS	NS	NS	NS	NS
Especies x Tipos de Fertilización	NS	NS	NS	NS	NS
Sistemas de Riego x Tipos de Fertilización	NS	NS	NS	NS	NS
Especies x Sistemas de Riego x Tipos de Fertilización	NS	NS	NS	NS	**

** Altamente Significativo P<0.01 *Significativo P<0.05 NS=No Significativo

Concentración de Nitratos (N-NO₃)

Hubo efecto en la concentración de N-NO₃ por la interacción Especies*Sistemas de Riego*Tipos de Fertilización (P<0.0078). El triticale con el uso del SRPS no presentó diferencia entre fuentes de fertilización con un promedio de 1,966 ppm de N-NO₃. Mientras que el SRPC, con aplicación del fertilizante de lenta liberación (LL=140 kg/ha) incrementó la concentración de nitratos (N-NO₃) con valores de 2475 ppm. Estos datos no coinciden por los obtenidos por Sánchez *et al.* (2010), encontraron concentraciones de N-NO₃ de 3147 ppm sin la aplicación de nitrógeno en las especies avena y triticale en estado de floración. En avena hubo diferencia mediante el uso de sistema por cintilla con aplicación del fertilizante de liberación lenta. En avena con el uso de sistema por cintilla hubo menor concentración de N-NO₃ con el fertilizante de lenta liberación (LL=140 kg/ha) con valores de 2217 ppm. Sin embargo, con aplicación de fertilizante de sulfato de amonio (SA=140 kg/ha) incrementó la concentración de N-NO₃ de 3210 ppm. Mediante el uso de sistema superficial y con aplicaciones de fertilizante de lenta liberación incrementó la concentración de N-NO₃ con valores 3827 ppm. Sánchez *et al.* (2010) menciona que la dosis de fertilización que se aplica afecta significativamente la concentración de N-NO₃ en las especies de avena y triticale en estado de floración.

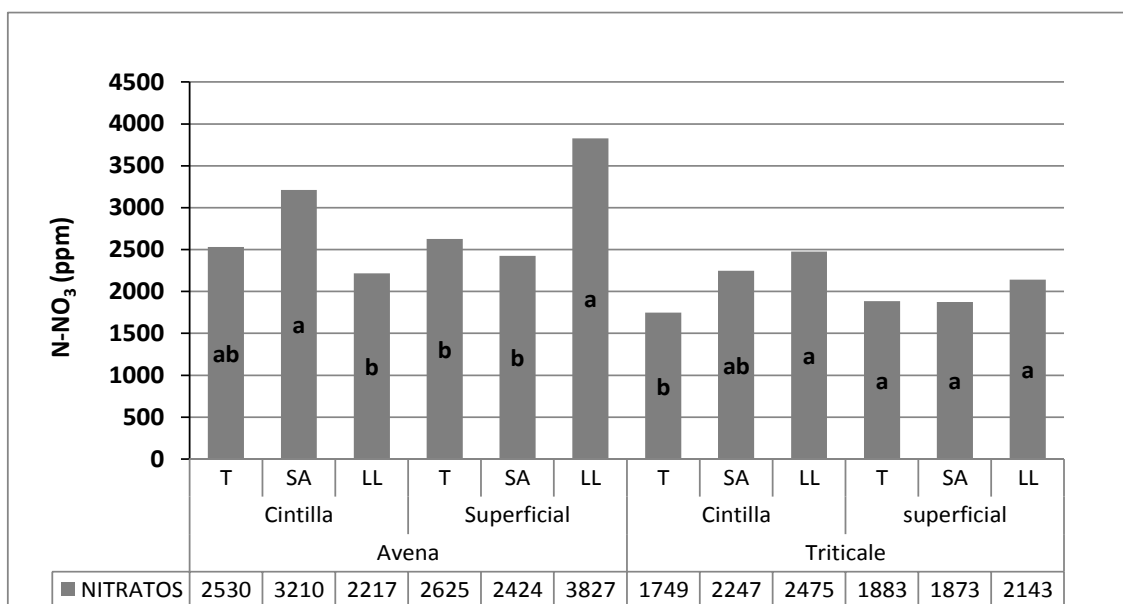


Figura 1. Efecto en la concentración de nitratos (N-NO₃) de la interacción Especie*Sistemas de Riego*Tipos de Fertilización en avena y triticale en estado Lechoso-Masoso.

Rendimiento de forraje seco (FS), forraje verde (FV) y eficiencia en el uso del agua (EUA) en avena y triticale en Lechoso-Masoso

En la Figura, se muestra el rendimiento de forraje verde (FV) y forraje seco (FS) fueron afectados por el sistema de riego ($P < 0.0001$). Con el sistema de riego por cintilla y una lámina de riego de 57 cm, ambos cultivos presentaron mayor producción de forraje verde (FV) con 37.81 t ha^{-1} y un rendimiento de forraje seco (FS) con 10.18 t ha^{-1} siendo más eficientes con el uso del agua con $1.77 \text{ (kg MS m}^{-3} \text{ de agua)}$. A diferencia del sistema de riego por superficie se obtuvo rendimientos de forraje verde con 26.37 t ha^{-1} y 7.35 t ha^{-1} de forraje seco, con una eficiencia de $1.27 \text{ (kg MS m}^{-3} \text{ de agua)}$. Estos resultados coinciden por los obtenidos por Sánchez *et al.* (2011) obtuvieron mayor rendimiento de forraje verde con el sistema de riego por cintilla con 34.66 t ha^{-1} que con el sistema de riego por superficie de 28.46 t ha^{-1} en estado de floración. Estos mismos autores en el 2010, no encontraron diferencia en el rendimiento de forraje seco con aplicaciones de 3, 4 y 5 riegos en avena y triticale. El riego por cintilla es un sistema que tiene la ventaja de incrementar los rendimientos hasta del 100% de los cultivos, las plantas reciben la cantidad de agua necesaria además de tener ahorros de 40-80% (Burney *et al.* 2010).

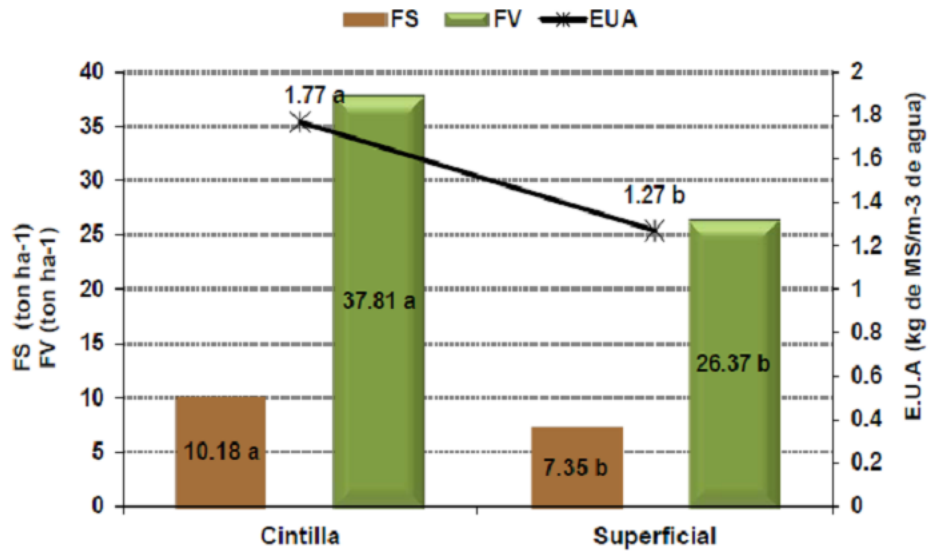


Figura 2. Interacción entre sistemas de riego y producción de forraje

El análisis estadístico muestra que el triticale con una lámina de riego de 57 cm, tuvo mayor producción de forraje seco con 10.32 t ha⁻¹ con mejor eficiencia en el uso de agua con 1.79 kg de MS m⁻³, mientras que avena tuvo 7.22 t ha⁻¹ de forraje seco y una eficiencia en el uso del agua de 1.25 kg de MS m⁻³. Estos resultados superan a los obtenidos por Sánchez *et al.* (2011), que reportan que en triticale se tuvo mayor rendimiento de forraje seco con 6.90 t ha⁻¹ que con avena 6.48 t ha⁻¹ y una mayor eficiencia en el uso de agua de 1.64 kg MS m⁻³ y avena con 1.18 Kg MS m⁻³ de agua en estado de floración. Así también estos valores fueron superiores a los obtenidos por Cruz *et al.* (2011), quienes reportan que con triticale y una lámina de riego de 63 cm se obtuvieron producciones de 2.97 t ha⁻¹ de forraje seco y una eficiencia de 0.47 kg de MS m⁻³ de agua.

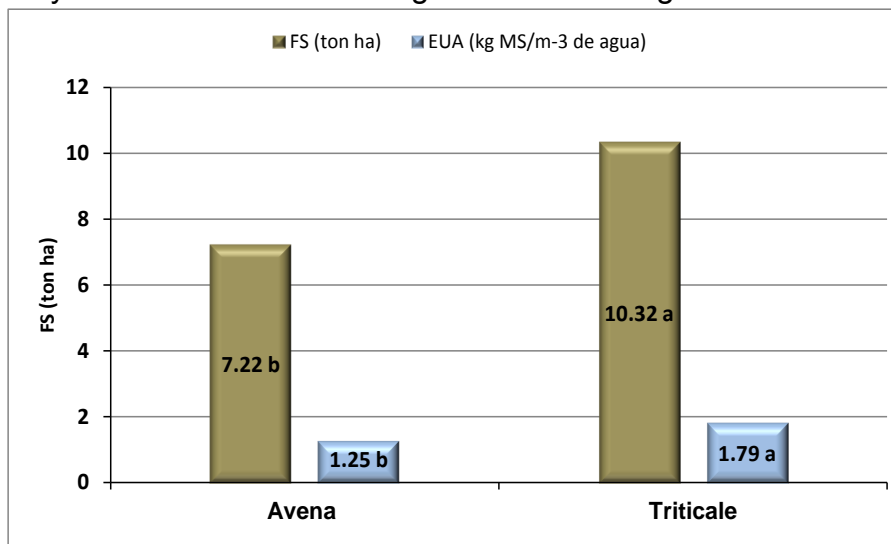


Figura 3. Producción de forraje seco, eficiencia en el uso del agua en los cultivos de avena y triticale en estado Lechoso-Masoso.

Eficiencia en el Uso del Nitrógeno (EUN)

En la Figura 4.6, se muestra la diferencia entre especies y sistemas de riego para la eficiencia en el uso del nitrógeno ($P < 0.0001$). Con el uso del sistema de riego por cintilla, ambos cultivos fueron más eficientes el uso del nitrógeno con 35.65% que en el sistema de riego por superficie con 25.75%. Estos resultados coinciden por los obtenidos por Sánchez *et al.* (2011), quienes reportaron que con el sistema de riego por cintilla obtuvieron mejor eficiencia del uso de nitrógeno con 33.04% al aplicar una dosis de 140 kg N/ha que en el sistema de riego superficial con 26.13%. Núñez *et al.* (2006), indican que la eficiencia está en función del sistema de riego; en general se considera que en un sistema de riego por gravedad la eficiencia (EUN) es entre 40 y 60%. Hubo diferencia significativa entre especies de la eficiencia del uso de nitrógeno, el triticale fue más eficiente en utilizar mejor el nitrógeno (EUN) con 36.14% que la avena 25.26%. Al aumentar la eficiencia de uso de los fertilizantes (cantidad de nitrógeno extraído por el cultivo/cantidad de nutrimento aplicado), se pueden disminuir los costos de producción y reducir los riesgos de contaminación y otros beneficios (Faz *et al.* 2006).

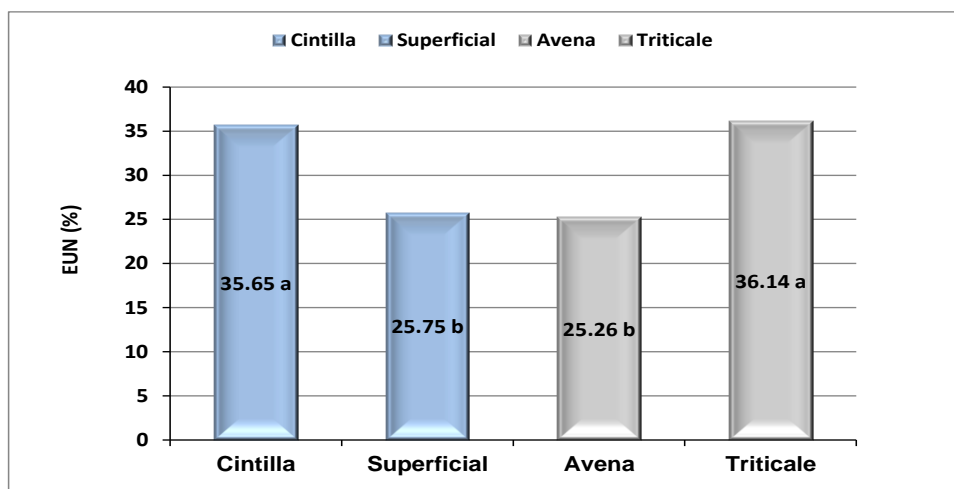


Figura 4. Efecto en la eficiencia en el uso de Nitrógeno (EUN) por sistemas de riego y especies en avena y triticale en Lechoso-Masoso.

CONCLUSIÓN:

No hubo diferencias entre fertilizantes y las variables agronómicas. Solamente fue afectada la concentración de nitratos por la interacción especie*sistemas de riego*tipos de fertilización. Las aplicaciones de riego mediante el sistema por cintilla fue mejor que el sistema de riego superficial para las variables agronómicas con un índice de 1.77 kg de MS/m³ de agua con respecto a 1.27 kg de MS/m³ de agua. Siendo el triticale que tuvo mejor eficiencia en el uso de nitrógeno con el 36%, forraje seco con 10.32 ton ha⁻¹ con un índice de agua de 1.79 kg de MS/m³ de agua a diferencia de la avena.

Por lo que respecta al ahorro del agua para tres riegos aplicados en ambos cultivos, el ahorro fue de 3 m³ para la aplicación mediante cintilla. Esto equivaldría al ahorro de aproximadamente 7 m³/ha.

LITERATURA CONSULTADA:

- Cruz, Ch, JJ. Núñez HG. Sánchez D, JI. Faz, CR. Ochoa, ME. Reyes, GA. 2011. Uso y Manejo del Agua para la Producción de Cereales de Grano Pequeño para Forraje en Seis explotaciones agropecuarias de la Comarca Lagunera. Memoria Semana Internacional de Agronomía. Facultad de Agricultura y Zootecnia. Dgo, México. Pp.460-465
- Faz,C.R.,Figueroa,V.U., Jasso,I.R., Maciel, P,L.H. 2006. Fertilización y Riego. Capítulo IV. Maíz Forrajero de Alto Rendimiento y Calidad Nutricional. Libro científico No.3. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (INIFAP-CIRNOC-CELALA). Matamoros, Coahuila. pp. 141-169.
- Morales-F.Z. 2012. Uso eficiente del agua de riego y nitrógeno en la producción de avena y triticale forrajero. Tesis de Maestría. Venecia, Durango.
- Núñez H.G., Payán G.A.A., Ruiz B.O., Arzola A.C. 2006. Calidad Nutricional y Producción de leche del Ganado Bovino. Maíz forrajero de alto Rendimiento y Calidad Nutricional. Capítulo VI. Libro Científico No.3. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP-CIRNOC-CELALA). Matamoros, Coahuila. Pp. 217-235.
- Sánchez D, J.I., Núñez, H.G., Ochoa, M.E., Cruz C, JJ. Figueroa V, U., Reyes G, A., Hernández R, K. 2010. Respuesta de avena y triticale a dosis de Nitrógeno y número de riegos: rendimiento de forraje y concentración de nitratos. Pp. 353-360. Revista Agrofaz Vol 10:4. ISSN: 1665-8892. Pp. 353-360. Venecia, Dgo, México.
- Sánchez D, J.I., Núñez, H.G., Ochoa, M.E., Rodríguez, H.K., Figueroa, V.U., Gómez, R.M., Morales, F. Z. 2011. Rendimiento, Proteína Cruda y Eficiencias en el Uso del Agua y Nitrógeno en cereales con diferente tipo de Fertilización y Sistemas de Riego. Revista Agrofaz. Vol 11:3. ISSN: 1665-8892. pp. 59-65. Venecia, Dgo, México.

Diagnóstico y Predicción de la calidad del agua en la cuenca cerrada Laguna de Bustillos, Cuauhtémoc Chihuahua

Ramírez-Valle O^{1,2}, Amado Á. J. P.², Armendáriz O. M. M.³, Morales-Fabian Z⁴ González-Pelayo M. A¹.

¹Estudiante de Maestría en Recursos Naturales, Instituto Tecnológico de Sonora. ²Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. ³Profesor Investigador de la Universidad Estatal de Sonora. ⁴Facultad de Agricultura y Zootecnia Universidad Juárez del Estado de Durango.

Campo Experimental Sierra de Chihuahua, Av. Hidalgo N° 1213 Colonia centro, ciudad Cuauhtémoc Chihuahua. 625 5-82-31-10 orlando_rmz@hotmail.com

Modalidad: Oral (x) Cartel () Área: Agua (x), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos ()

RESUMEN

Se desarrolló el índice de calidad del agua como método estandarizado para comparar la categoría de manera integral, entre sitios y a través del tiempo, de los distintos almacenamientos de agua y arroyos de la cuenca cerrada de la Laguna de Bustillos. Además, se puede predecir el grado de contaminación y establecer estrategias de planeación en el manejo de los recursos hídricos para la cuenca en cuestión. La metodología utilizada se basó en la expresión cuantitativa de calidad del agua. Se realizó tres muestreos (2010, 2011 y 2012) y se determinó: Oxígeno disuelto, pH, Demanda bioquímica de oxígeno, Nitratos, Fósforo total, Turbidez y Sólidos Totales Disueltos. Para predecir la calidad integral del agua (ICA), se hizo un análisis de regresión múltiple con el paquete estadístico SAS (SAS 2001) entre el ICA y los siete parámetros analizados. Posteriormente, para cada variable, se identificaron los patrones de comportamiento y se consignaron los modelos matemáticos. Los resultados obtenidos indican que la calidad del agua superficial durante los tres muestreos, el 73% de los sitios muestreados contienen aguas de mala calidad (ICA = 25-50), el 21% son de calidad media (ICA = 50-70) y el seis por ciento de muy mala calidad (ICA = 0-25), El mejor ajuste de los parámetros analizados se obtuvo con los modelo cúbicos. El índice desarrollado de la calidad integral del agua como un método estandarizado para realizar comparaciones temporales y espaciales, en los distintos sitios de la cuenca de bustillos, los resultados contribuyeron a la predicción de la calidad del agua. Lo que permitirá establecer estrategias del manejo de los recursos hídricos.

Palabras clave: Calidad del agua, predicción, calidad integral.

INTRODUCCIÓN

El uso de las aguas superficiales para diversos fines ponen en peligro la integridad de los sistemas acuáticos teniendo como resultado cambios en calidad y cantidad por lo que es necesario el monitoreo de la calidad del agua misma que se ve amenazada en muchas partes del mundo por los vertidos industriales, las escorrentías del riego agrícola y por los desechos urbanos.

Los lagos someros generalmente son polimícticos y naturalmente más productivos que los lagos profundos, ya que los nutrientes están disponibles para la producción biológica durante toda la estación de crecimiento (Fornerón *et al*, 2010). Sin embargo, la escasa profundidad que presentan los hacen más vulnerables al enriquecimiento de nutrientes, también son más sensibles a periodos extremadamente secos teniendo repercusiones en su volumen y calidad del agua. Khan *et al.* (2004) indicaron que la aplicación del índice de calidad del agua fue avalada por el Consulado Canadiense como la medida ambiental es herramienta práctica para mostrar los resultados de manera integral de los parámetros: físicos, químicos, orgánicos y micro- biológicos de las diferentes comunidades.

En general, la calidad de un agua natural se valora por sus características físicas, químicas, orgánicas y biológicas, asociándose a cada parámetro un nivel que asegure que el agua reúne los requisitos necesarios para cada uno de los procesos de consumo. En la actualidad, muchos países, a la hora de determinar la calidad de un agua natural para un uso concreto, usan el reglamento de la administración pública del agua (Marín, 2003). En la Laguna de Bustillos, se vierten las aguas residuales provenientes de la ciudad de Cuauhtémoc, Chihuahua, además de los desechos industriales de la planta Pondercel de Chihuahua, contribuyendo a elevar el grado de contaminación degradando la calidad del agua.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la calidad integral del agua de la Laguna de Bustillos a fin de conocer las principales características y establecer estrategias que permitan planificar mejor el manejo de los recursos hídricos en esta cuenca hidrológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza dentro de la región Hidrológica Cuencas Cerradas del Norte como se puede apreciar en la Figura 1. Durante los años 2010-2011-2012. La determinación de las variables se realizo en los arroyos de mayor importancia es decir aquellos que aportan mayor gasto a la Laguna de Bustillos.

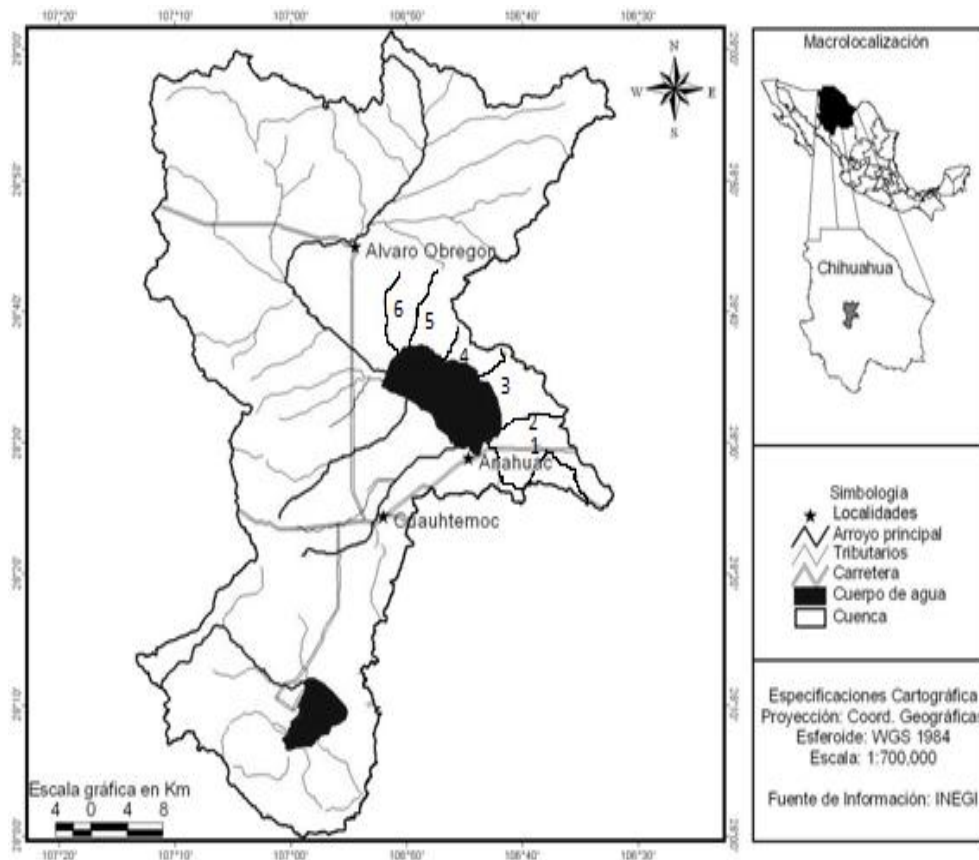


Figura 1. Localización de la Laguna de Bustillos. Cuencas Cerradas del Norte.

Para el registro de la calidad del agua del embalse y en cada uno de los puntos seleccionados se determinaron: a) Turbidez (NTU), utilizando un turbidímetro (Termo AQ5000), b) pH, con un potenciómetro multifuncional (Hanna Instrument pH/CE/TSD/T meter); c) Oxígeno Disuelto (% de saturación), con el aparato Hanna Instrument (HI9146); d) Nitrógeno (NO_3), e) Fósforo total y f) Sólidos Totales Disueltos de acuerdo con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996. Se determinó el valor del Índice de Calidad del Agua (ICA), (Smith, 1990) y se realizó un análisis de regresión múltiple (SAS, 2001), entre el ICA *versus* los siete parámetros de calidad del agua evaluados. Posteriormente se efectuó un análisis de selección de las variables que explican el comportamiento de ICA mediante el procedimiento *Forward* con un nivel de significancia de permanencia de 0.05 lo que permite asegurar que las variables incluidas en el modelo son significativas al 95 %.

Análisis de datos y bases para la predicción de la calidad integral del agua.

Para predecir la calidad integral del agua considerando los usos potenciales se tomó como base el ICA obtenido. Se ordenaron los sitios de acuerdo al grado de contaminación del agua y se hizo un análisis de regresión múltiple entre el ICA vs los siete parámetros para determinar los índices de calidad del agua. Posteriormente, se hicieron los diagramas de dispersión de cada una de las variables estudiadas y su relación con el ICA, se identificaron los patrones de comportamiento y se obtuvieron los modelos matemáticos. Estos modelos, permiten efectuar predicciones sobre el grado de

contaminación de una manera rápida, segura, sencilla, en diferentes tiempos y a un bajo costo. El análisis de regresión múltiple, además de los modelos cúbicos y las estadísticas descriptivas entre el ICA respecto de los parámetros descritos se efectuaron con el paquete estadístico SAS (SAS, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos indican que la calidad del agua superficial de la cuenca Laguna de Bustillos se clasificó en el grado de calidad mala (ICA = 25-50) en el 73% de los sitios muestreados, solo el 21 % se clasificó como de mediana calidad (ICA= 50-70). Según el uso al que se destine, de acuerdo con la SEMARNAT (2005), se puede clasificar en: a) requiere de tratamiento mayor para usarse en el abastecimiento público, b) es aceptable, más no recomendable para uso recreativo, c) puede afectar especies sensibles de vida acuática, ej. Los vertidos en los arroyos por las industrias alimenticias (queserías) y las aguas negras provenientes del municipio de Cuauhtémoc, Chihuahua, que son descargadas solo con un pre tratamiento de oxigenación; d) no requiere tratamiento para uso agrícola o industrial. El destino de estas aguas son la depresión natural la cual se debe el nombre de esta cuenca la Laguna de Bustillos; en donde su actividad principal de los habitantes de los ejidos asentados en la periferia es la pesca.

Los cuerpos de agua, se clasifican en la categoría de contaminados dentro del intervalo de ICA = (25-50), valores con los que el líquido solo podría tener uso industrial o agrícola con tratamiento. Esta es la situación de los productores agrícolas que tienen sus predios adyacentes al arroyo San Antonio, siendo el principal canal de desecho de aguas negras. Por último el seis por ciento de los sitios muestreados están altamente contaminados (ICA, 0-25). Esto los vuelve prácticamente inaceptables para cualquier uso, aunque algunos productores que están asentados cercanos al cauce del arroyo La Vieja un tributario del Arroyo San Antonio, aprovechan las aguas vertidas por las industrias en combinación con agua subterránea y los escurrimientos producto de los excesos de agua aplicada en los riegos.

Dentro de los parámetros que más influyen en la contaminación de acuerdo con los resultados del análisis estadístico de regresión múltiple se encontraron; el Oxígeno Disuelto (% de saturación), Sólidos Totales Disueltos (STD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Fósforo Total (mg L^{-1}). En los tres muestreos realizados con un coeficientes de determinación en el modelo global es altamente significativo ($r^2 = 0.85 *$) (Gráficos 1 - 4). Estos resultados fueron obtenidos los cauces principales y en la Laguna de Bustillos. La fuerte contaminación se debe a que el agua residual de tipo urbana es vertida al cauce previa oxigenación, y de acuerdo con el censo de población INEGI (2010), en esta zona existía una población total de 134,187 habitantes por lo que la producción de aguas negras es considerable.

Predicción de la calidad Integral del Agua.

La relación entre el Oxígeno disuelto medido como porcentaje de saturación y el Índice de Calidad Integral del Agua, los resultados obtenidos fluctuaron entre 5 – 133 % de

saturación (Figura 2). La distribución de los datos observados se ajustó a un modelo cúbico. Par el caso de los valores más altos se encontró en las cercanías de los ejidos favela y centro calles 125 y 133 respectivamente.

El oxígeno disuelto es un gas muy relevante en dinámica de aguas. Su solubilidad es función de varios factores: temperatura, presión, coeficiente de solubilidad, tensión de vapor, salinidad y composición fisicoquímica del agua. Además, el porcentaje de saturación del oxígeno en agua depende de la turbulencia y de la superficie de contacto entre el gas y el agua (Marín, 2003).

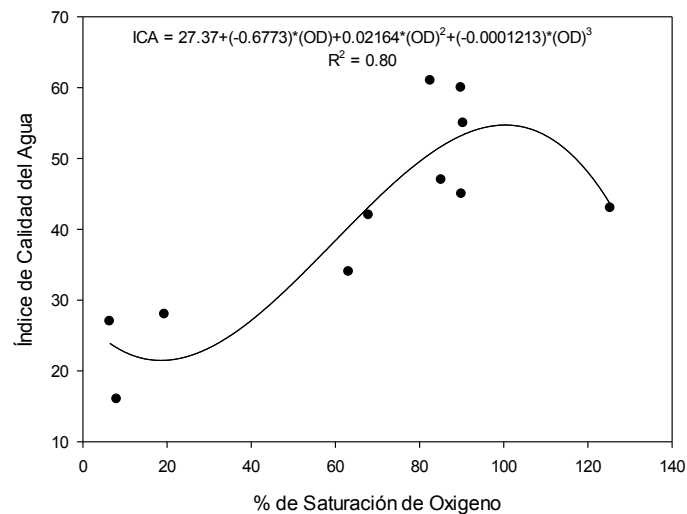


Figura 2.- Relación del ICA y el Oxígeno Disuelto en la Cuenca de la Laguna de Bustillos Chihuahua México.

Por otra parte la relación del ICA y los STD. Se obtuvo la mejor respuesta con un modelo cúbico donde el coeficiente de determinación resultó altamente significativo (Figura 3). Consignando la tendencia general obedece a que la menor concentración menor a 20 mg L^{-1} de Sólidos Totales Disueltos corresponde a aguas de mejor calidad. Estos están altamente relacionados con la turbidez que se acentúan en épocas de lluvia por el acarreo de partículas de suelo y materia orgánica. Trabajos similares han sido desarrollados por Nagels et al. (2001).

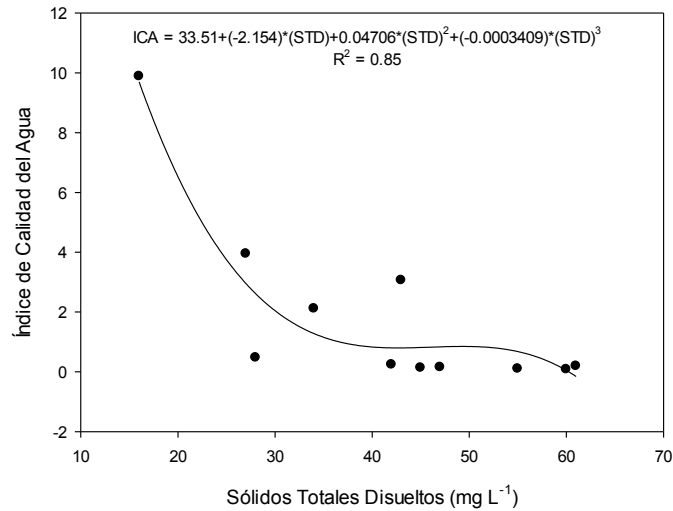


Figura 3.- Relación del ICA y el Sólidos Totales Disueltos en la Cuenca de la Laguna de Bustillos Chihuahua México.

Ajuste entre el ICA y la Demanda Bioquímica de Oxígeno se observó que un 50% de los sitios muestreados son de buena calidad por contener bajos niveles de DBO, ajustándose a un modelo cúbico (Figura 4). De acuerdo con Soon y Seok, (2002), reportaron que la DBO, es un indicador del contenido de la materia orgánica, la cual incluye sólidos que provienen del reino animal o vegetal, o de actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Estos pueden incluir proteínas, hidratos de carbono, lípidos, pesticidas y productos químicos de uso agrícola, mismos que se acentúan en épocas de precipitación en donde son arrastrados transportados por los cauces de los arroyos mediante el fenómeno de contaminación difusa.

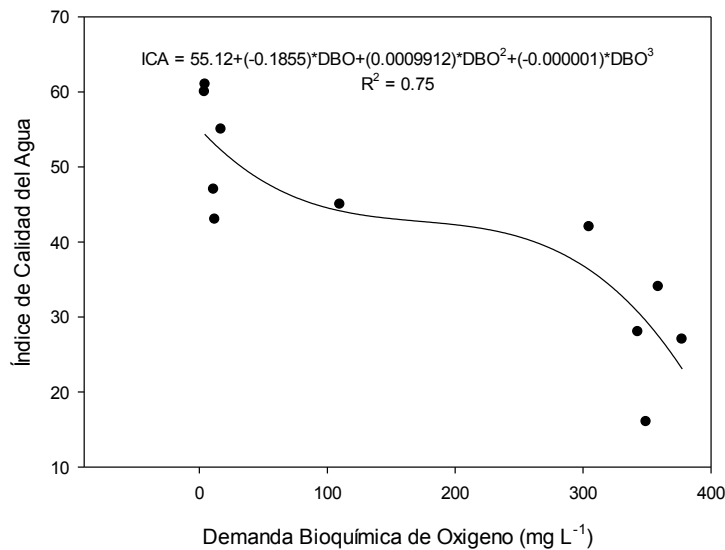


Figura 4.- Relación del ICA y el DBO en la Cuenca de la Laguna de Bustillos Chihuahua México.

Relación entre el ICA y el Fósforo total, se obtuvieron como respuesta un modelo cúbico para el fósforo (Fig. 5), donde el 90% de las muestras (en relación a esta variable) fueron equivalentes a un ICA= >40 en periodos de estiaje. Estos explican el 23% del fenómeno de ICA por la presencia de fósforo en aguas contaminadas por vertidos urbanos, estas fuentes pueden aplicarse a las condiciones de la cuenca de la Laguna de Bustillos. De acuerdo con Marín (2003), el fósforo contenido en el agua puede proceder de: 1).- disolución de rocas y minerales que lo contienen, 2).- lavado de suelos en los que se encuentra como resto de actividades ganaderas o agrícolas, 3).- aguas residuales domésticas vertidas a las aguas naturales. Dentro de esta última fuente de contaminación, podemos incluir los detergentes utilizados en limpieza doméstica.

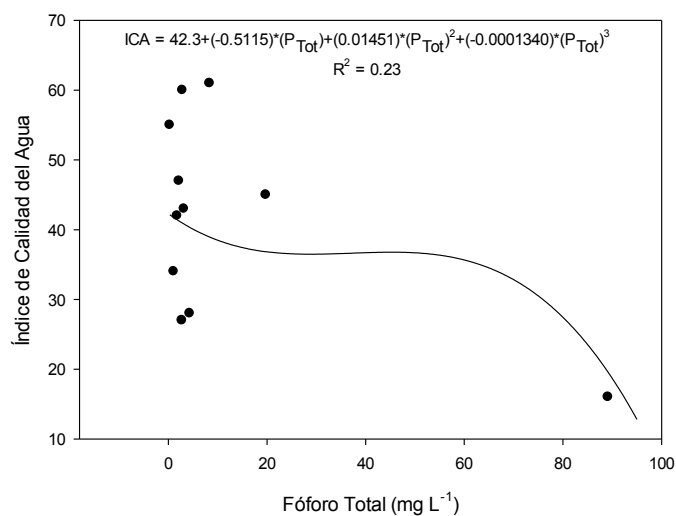


Figura 5.- Relación del ICA y el Fósforo total en la Cuenca de la Laguna de Bustillos Chihuahua México.

CONCLUSIONES

El índice desarrollado de la calidad integral del agua como un método estandarizado para realizar comparaciones temporales y espaciales, en los distintos sitios de la cuenca de Bustillos. Los resultados contribuyeron a la predicción de la calidad del agua. Lo que permite establecer estrategias del manejo de los recursos hídricos.

E 73 % de los sitios monitoreados se encuentran catalogados como aguas de mala calidad, existen sitios que cuentan con calidad media de agua superficial con valores de (ICA = 50-70), en los que el vital líquido solo podrá usarse en la industria y en la agricultura con tratamiento. El seis por ciento de los sitios con calidad muy mala (ICA = 0-25), pertenecen a aguas estancadas en donde la vida acuática es casi nula estos cuerpos de agua pertenecen a los desechos de la industria alimenticia ubicados en la zona.

Por lo tanto; los modelos de predicción con mayor ajuste fueron los modelos cúbicos, las variables que explican en mayor porcentaje el grado de contaminación del agua son; Oxígeno disuelto, STD, DBO y Fósforo Total, teniendo mayor peso de ponderación el Oxígeno Disuelto.

Literatura Citada.

Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador. *Water Quality Research Journal of Canada* 39 (2004) 258.

Fornerón, C. F., Piccolo, M. C., & Carbone, M. E. (2011). Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Argentina). *Revista Huellas*, 14, 11-30.

INEGI (2010). XIV Censo General de Población y Vivienda. Aguascalientes, Ags. México.

Khan AA, R Paterson, H Khan, Modification and application of the Canadian Council of Ministers of the

Marín-G R, Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos tratamiento y control de calidad de aguas. Editorial Díaz de Santos. Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena, España (2003).

Nagels JW, RC Davies, DG Smith, A water quality index for contact recreation in New Zealand. *Water Science and Technology* 43 (2001) 285.

SAS Institute Inc. Release 8.02. SAS Institute Inc. Cary NC 27513, USA (2001).

SEMARNAT, Agua. Calidad del Agua. Informe de la situación del medio ambiente en México. Complejo de Estadísticas ambientales (2005) 129-154. Boulevard Adolfo Ruiz Cortínez, No 4209. Jardines de la Montaña, CP 14210. Tlalpan, México DF.

Soon PS, Y Seok -L, A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling* 152 (2002) 65.

INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR DE CAJEME

División de Ingeniería Ambiental

Congreso de Ingeniería Ambiental del Noroeste

Cd. Obregón, Sonora, 7 a 11 de abril 2014

MODELACIÓN GEOQUÍMICA DE FASES MINERALES DE PLOMO EN AGUAS DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA

**Armendáriz O. M. M.^{1,4}, González E. R.², Ramírez V. O.^{3,4},
Zazueta E. G.^{3,4} y Devora I. G. E.²**

¹Universidad Estatal de Sonora. ²Instituto Tecnológico de Sonora. ³Instituto Nacional de Investigación de Forestal Agrícolas y Pecuarias. ⁴Programa Educativo de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales del Instituto Tecnológico de Sonora.

Universidad Estatal de Sonora. Unidad Académica Benito Juárez. Calle Fraternidad S/N Villa Juárez, Municipio Benito Juárez. Tel/Fax: (643)4350028/4350493. mcthe@hotmail.com

Modalidad: Oral (X) Área: Agua (X)

RESUMEN: El plomo al disolverse en agua puede ser transportado, y así ser acumulativo en el cuerpo humano. Aún en concentraciones pequeñas provoca enfermedades graves. Por otra parte, para estudiar las reacciones agua-roca que controlan la formación de depósitos minerales metálicos o la disolución de los mismos, pueden utilizarse modelos geoquímicos, los cuales se basan en principios químicos y termodinámicos. El presente trabajo tiene por objetivo determinar las fases minerales que fijan la composición química del plomo en aguas de la cuenca del río Sonora, mediante un modelo geoquímico con datos experimentales de campo y con la finalidad de generar información que establezca la relación que existe entre esta composición y la actividad minera de la región. Para este estudio se tomaron 196 muestras durante el periodo de agosto-septiembre y noviembre-diciembre del 2005; correspondiente a épocas de lluvia y estiaje respectivamente, tanto en aguas subterráneas como superficiales. Se determinaron parámetros físico-químicos de las muestras y se utilizó el modelo geoquímico WATEQ 4F. Se modelaron 58 muestras que presentaron concentraciones de Pb por arriba de la NOM-127-SSA1-2000. El modelo arrojó 24 fases minerales negativas, siendo la fase mineral de Minium ($Pb^{+2}2Pb^{+4}O_4$), la que presenta el índice de saturación más elevado en todas las muestras. Los resultados indican que las fases minerales de Minium, Pb_2O_3 , Platanerita y Pb metal, presentan índices de saturación muy alejados del equilibrio termodinámico, lo que representa una solubilidad potencial alta, específicamente para el Pb metal, ya que es utilizado en la soldadura de tuberías de uso común en redes de agua potable. Es evidente que la actividad minera de la parte norte de la cuenca, esta impactando principalmente a los acuíferos, mientras que en la parte sur, los acuíferos son impactados por la infiltración de aguas superficiales contaminadas.

Introducción

El plomo al disolverse puede ser transportado por el agua, en esas condiciones es acumulativo en el cuerpo humano e incluso en concentraciones pequeñas provoca enfermedades graves (Perry *et al.*, 2002). Por otra parte, para estudiar las reacciones agua-roca que controlan la formación de depósitos minerales metálicos o la disolución de los mismos, pueden utilizarse modelos geoquímicos, los cuales se basan en principios químicos y termodinámicos (González *et al.*, 1998). Estos modelos requieren como datos de entrada, una serie de análisis físico-químico de agua y como resultado dan información sobre la distribución de las especies acuosas y el índice de saturación con respecto a las fases sólidas posibles de acuerdo a la composición química de la solución (Marin *et al.*, 1994). El índice de saturación expresa la interacción agua-roca en cuanto a la capacidad termodinámica para disolver las fases minerales o precipitar solutos en ambientes acuáticos.

Objetivo

El objetivo de esta investigación fue determinar las fases minerales que determinan la composición química del plomo en el agua del río Sonora, mediante un modelo geoquímico con datos experimentales en campo con la finalidad de generar información que fije la relación que existe entre esta composición y la actividad minera, que se realiza en la parte alta y media de la cuenca del río Sonora.

Metodología

La región estudiada fue la cuenca del Río Sonora que se localiza dentro del Estado de Sonora, cubriendo una superficie de 28,885 km², colinda al Sur con la cuenca del Río Mátape, al Norte con el Río San Pedro, al Noreste con la cuenca del Río Yaqui y al Noroeste con la cuenca del Río Concepción.

Se tomaron 196 muestras durante el periodo de agosto-septiembre y noviembre-diciembre del 2005; en época de lluvias y en estiaje respectivamente, tanto en aguas subterráneas como superficiales.

El método analítico para la determinación de metales totales Zn, Cu, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Cr, Tl y Mo fue el de digestión-vía húmeda y para el Se y As fue el Método 3111, indicado en el manual de métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (Díaz, 1992); los datos para Zn, Cu, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Cr fueron corroborados mediante el método de determinación de metales por espectrometría de absorción atómica de flama, así como el Método 3114 B, Método manual de generación

de hidruros/espectrometría de absorción atómica.

Se modelaron solo las muestras que presentaron resultados con concentraciones de Pb por arriba del límite establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000).

El modelo geoquímico utilizado fue el de WATEQ 4F, elaborado por el U.S. Geological Survey (Rollins, 1988). Los datos para alimentar el modelo fueron: la temperatura en la que se tomo la muestra, densidad del agua, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, la conductividad, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO₄, HCO₃, Fe, CO₃, F, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb y As.

Resultados y Discusión

Solo se modelaron 58 muestras, ya que se encontraron con niveles de Pb no permisibles para consumo humano. En agua superficial en época de lluvias fueron modeladas 3 muestras, en agua subterránea en época de lluvias 31 muestras, en agua superficial en época de estiaje 2 muestras y en agua subterránea en época de estiaje 22 muestras.

Resultados de la modelación geoquímica de muestras de agua superficial en época de lluvias

Solo tres muestras la 31, 105 y 108 con 0.05, 0.03 y 0.02 ppm de Pb, respectivamente, sobrepasan los límites permisibles de la norma NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000), la cual establece que 0.01 ppm es el límite de concentración máxima permisible para consumo humano (Figura 1).

Es muy probable que las lluvias realicen un proceso de dilución por lo que la concentración de plomo se reduzca y solo dos muestras en la parte media de la cuenca y una en su parte alta alcancen los niveles que sobrepasan la norma.

El modelo arrojó 24 fases minerales negativas, siendo la fase mineral de Minium (Pb⁺²2Pb⁺⁴O₄), la que presenta el índice de saturación más elevado con -37.553, -35.681 y -32.579 en las muestras 105, 31 y 108 respectivamente, a esta, le sigue la fase mineral de platanerita (PbO₂) con -22.287, -21.659 y -21.634 encontradas en las muestras 105, 31 y 108 respectivamente, la fase mineral de Pb plomo también fue una de las fases minerales con alto índice de saturación y sus valores oscilan entre -18.352 y -18.434 en las muestras 105 y 108 respectivamente, esto indica que tienen gran capacidad de disolverse; la Cerusita (PbCO₃) tiene un índice de saturación de -1.071, -1.169 y 1.289 en las muestras 105, 108 y 31 respectivamente y también poseen la

capacidad de disolverse solo que a menor escala; ya que, están muy próximas al equilibrio.

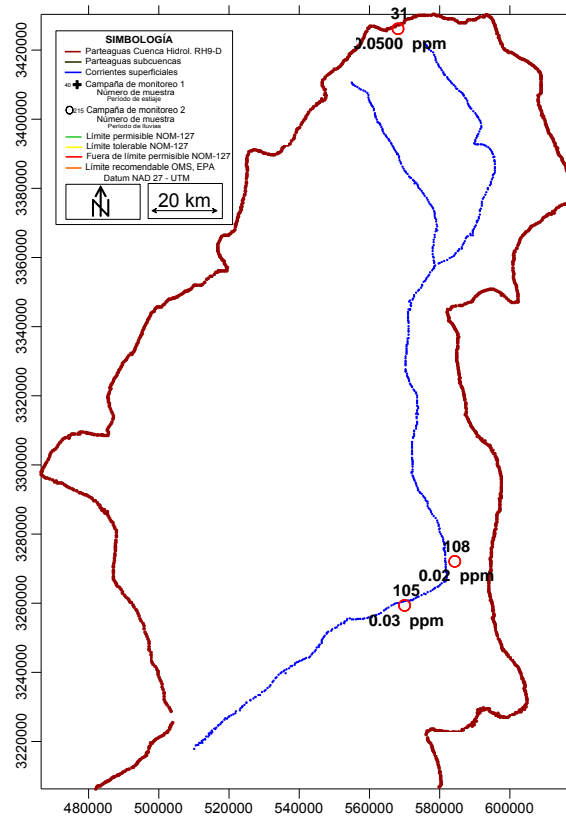


Figura 1.- Localización de muestras de agua superficial época de lluvias con concentración de Pb fuera de norma

Hay que considerar que si el agua que representan estas muestras, se hiciera pasar por tuberías de agua potable, y que en casas habitación e industrias normalmente es de cobre, la soldadura que en ellas se utiliza para acoplar una tubería con otra, según Lane Ruseell (1995) está formada por estaño-plomo, misma que sería fácilmente disuelta por el mineral Pb metal y pasaría a ion Pb que es toxico; ya que, presenta un índice de saturación muy alejado del equilibrio de -18.434.

Resultados de muestras de agua subterránea en época de lluvias

Las concentraciones de Pb en las 31 muestras que sobrepasaron los límites permisibles de la norma NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000), oscilan desde 0.015 ppm en las muestras 33, 34 Y 35 correspondientes de la zona minera localizada al norte de la cuenca, hasta 0.112 ppm de la muestra 161 correspondiente de la parte baja de la cuenca.

Las muestras de aguas subterráneas localizadas al norte de la cuenca pueden tener infiltraciones desde los jales y repesos de la zona minera hasta el acuífero.

Las muestras localizadas, al sur de la cuenca con Pb fuera de norma pueden tener relación con la contaminación del agua del río registradas en las muestras 108 y 105 (Figura 2).

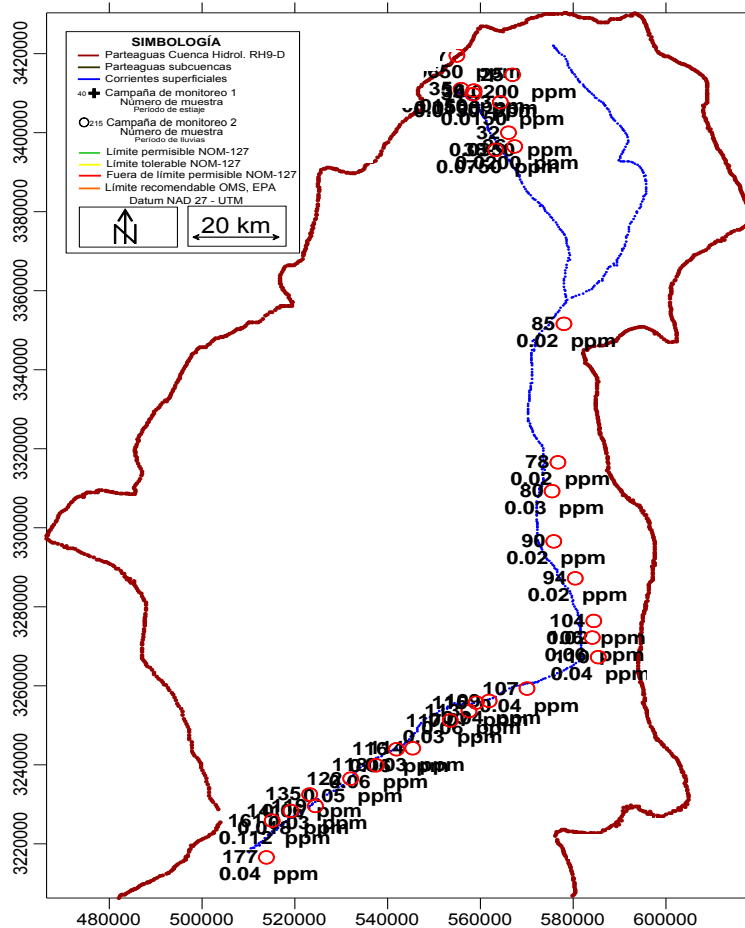


Figura 2.- Localización de muestras de aguas subterráneas en época de lluvias con resultados de Pb fuera de norma.

Todas las muestras presentan un comportamiento similar en cuanto a la fase mineral que le corresponde, no obstante el Minium ($Pb^{+2}2Pb^{+4}O_4$) es el que posee mayor cantidad -73.563 en la muestra 141. La fase mineral que posee menor capacidad para disolverse se presentó en la fase mineral de Cerusita ($PbCO_3$) con valores que van desde -0.453 y -1.697 en las muestras 161 y 25 respectivamente.

Por otra parte; la fase mineral de Pb metal presenta un alto grado de inestabilidad; ya que, tiene un elevado índice de saturación (-18.59) lo que indica que si el agua de estas muestras se hicieran pasar por una tubería convencional de agua potable disolvería con

gran facilidad el Pb que se encuentra en la soldadura de la tubería, incrementando en mayor medida la concentración de plomo en la muestra.

Resultados de la modelación geoquímica de muestras de agua superficial en época de estiaje.

En agua superficial en época de estiaje se encontraron solo 2 muestras que sobrepasan los límites permisibles de la norma NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000, con valores de 2.849 ppm en la muestra 205 localizada en la parte alta de la cuenca en donde existe una intensa actividad minera y en la muestra 331 con una concentración de 0.08 ppm (Figura 3).

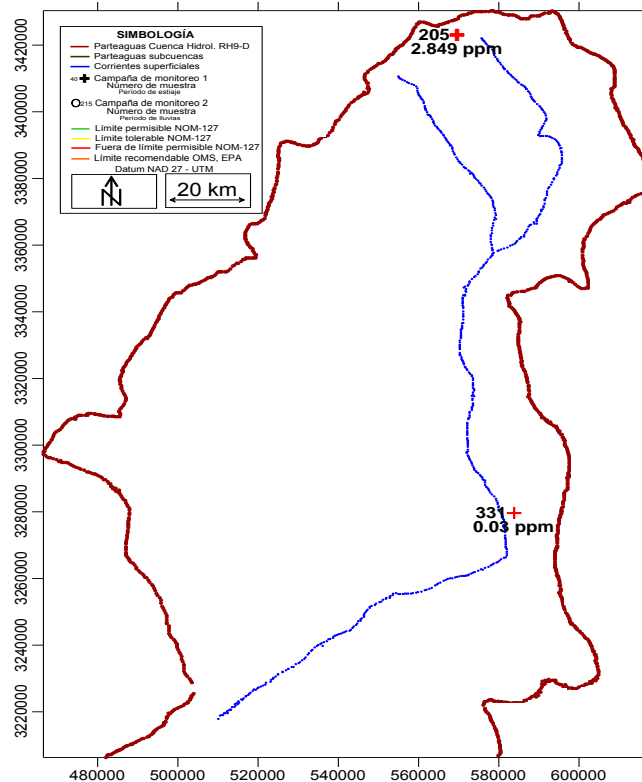


Figura 3.- Localización de muestras de aguas superficiales en época de estiaje con resultados de Pb fuera de norma.

En la fase mineral de minium ($Pb^{+2}2Pb^{+4}O_4$) se presenta el índice de saturación más negativo teniendo valores que oscilan entre los -35.82 y -23.761 en las muestras 331 y 205 respectivamente, la fase mineral de Cerusita ($PbCO_3$) tiene que se encuentran muy cerca del equilibrio -0.943 y -1.058 en las muestras 205 y 331 respectivamente, esto indica que tiene poca capacidad de disolverse.

Resultados de muestras de agua subterránea en época de estiaje

En 22 muestras se encontraron niveles superiores a 0.1 ppm de Pb, los cuales están fuera de la norma NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000), la localización de éstos sitios de muestreo y sus niveles de concentración se reportan en la figura 4.

Las muestras presentan valores de índices de saturación similares, sin embargo, la fase mineral con mayor inestabilidad es el Minium que tiene valores desde -30.883 hasta -36.751 en las muestras 300 y 345 respectivamente; la Cerusita fue la fase mineral que posee menor capacidad de disolverse y sus valores están entre -0.772 y -1.167 presentándolos las muestras 325 y 237 respectivamente.

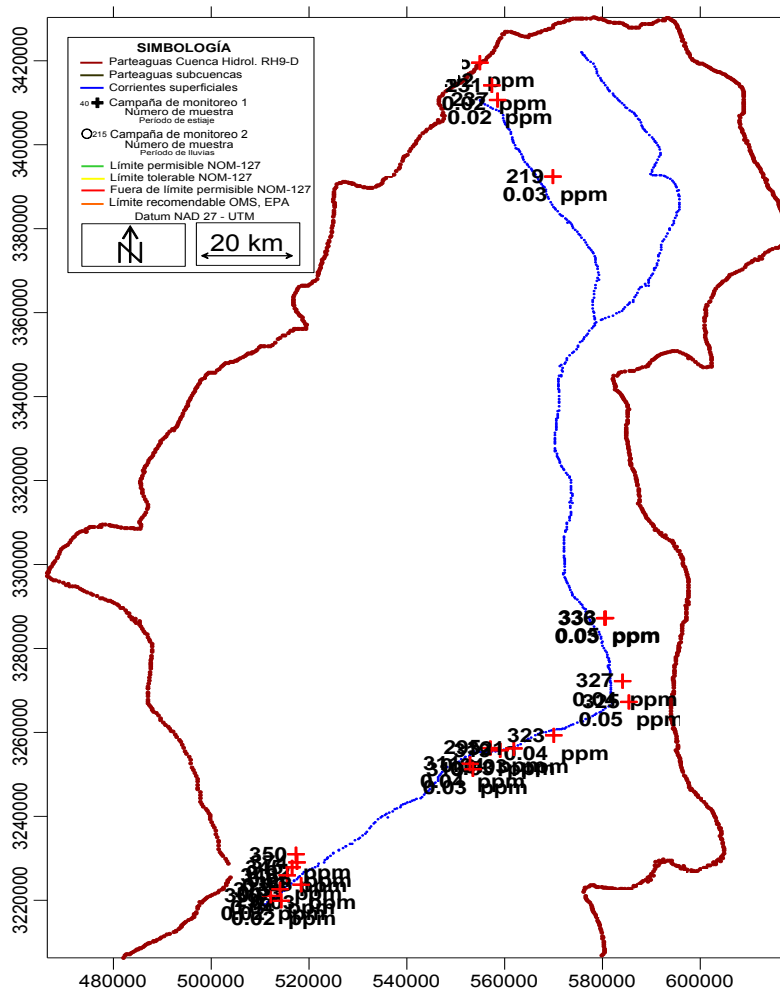


Figura 4.- Localización de muestras de aguas subterráneas en época de estiaje con las concentraciones de Pb fuera de norma.

Respecto al Pb metal, existe el mismo riesgo de contaminación del agua potable antes mencionado en las tuberías de cobre interconectadas con soldadura de estaño-plomo.

Conclusiones

El hecho de que 3 muestras de 10 colectadas en época de lluvia, esté contaminada por Pb demuestra que el periodo de lluvias juegan un papel de dilución del Pb. Ya que en la parte media de donde fue tomada esa muestra, indica que este Pb fue arrastrado desde la parte alta hasta esta zona, donde alcanza la máxima concentración. Por otra parte algunas fases minerales como el Minium, Pb_2O_3 , Platanerita y Pb metal, presentan índices de saturación muy alejados del equilibrio termodinámico, lo que representa una solubilidad potencial alta, específicamente para el Pb metal, ya que es utilizado en la soldadura de tuberías de uso común en redes de agua potable.

En épocas de lluvias los resultados arrojados indican que 10 de 38 muestras tomadas de la parte alta de la cuenca, están contaminadas, 12 de las 21 muestras de la parte media presentan contaminación por Pb y 9 de las 31 también sobre pasan los límites permisibles de la norma NOM-127-SSA1-2000 (SSA, 2000); esto en aguas subterráneas. La zona norte contaminada puede tener relación con las actividades mineras, mientras que la zona sur puede tener relación con el agua superficial. También se presenta un alto potencial de solubilidad en las fases minerales de Minium, Pb_2O_3 , Platanerita y Pb metal.

Los resultados demuestran que en 4 de 38 muestras de agua subterránea en la zona de explotación minera están contaminadas por Pb en épocas de estiaje, 10 de 21 muestras de la parte media de la cuenca y así mismo, 8 de 19 de la parte baja; esto indica que es en esta época en la cual los minerales se depositan y se concentran en el agua, ya que la falta de infiltración del agua de lluvias reduce el efecto de dilución. Los resultados de la modelación mantienen el mismo comportamiento respecto a las fases minerales y los índices de saturación.

En época de estiaje, de las 11 muestras colectadas 2 presentan contaminación por Pb, esto en aguas superficiales; lo indica que los minerales se concentran en el agua, ya que hay una falta de dilución por la poca precipitación que existe. Por otra parte, los resultados de la modelación indican que son el Minium, Pb_2O_3 , Platanerita y Pb metal, los que presentan índices de saturación muy elevados, lo que representa un alto potencial de solubilidad.

Es evidente que en la parte norte, la actividad minera está impactando principalmente a los acuíferos, mientras que en la parte sur, los acuíferos son impactados por las aguas superficiales contaminadas. También la precipitación juega un papel importante en el comportamiento del plomo, ya que la presencia de lluvias diluye la concentración de plomo tanto en el río como en los acuíferos.

Por lo anterior, la actividad minera esta impactando la calidad del agua en la cuenca alta y media siendo las fases minerales de Minium, Pb_2O_3 , Platanerita y Pb metal, las que al presentar un índice de saturación muy alejado del equilibrio son los que están aportando los iones de plomo al agua.

Bibliografía

DIAZ DE SANTOS, 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales, APHA-AWWA-WPCF, Ed McGrawHill. México. 265 p.

GONZALEZ R., A. G. CANALES, L. E. MARIN. 1998. Hidrogeoquímica y mineralogía de un estrato del acuífero del valle del Yaqui. ITSON-DIEP 2(7): 55-64.

L. ROLLINS 1988. WATEQ4F 1.02 vesion of watq, a computer program for calculation chemical equilibrium of natural water. U.S. Geological Survey. Water Resources Investigation 76-13. Reston, VA, USA. 70 p.

MARIN L. E., E. PRIETO, G. VELAZQUEZ (1994). Aplicación de la modelación geoquímica a la ingeniería hidráulica. Ingeniería Hidráulica en México. 9(1):63-69.

PERRY D., COHN, PH.D., M.P.H., MICHAEL COX M.P.H. Y PAUL S. BERGER, P.H.D., (2002). Calidad Y Tratamiento Del Agua. Aspectos De La Calidad Del Agua. Salud Y Estética. Ed. McGraw-Hill. España. Pag. 68.

SECRETARIA DE SALUD, (2000). MODIFICACION A LA NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, SALUD AMBIENTAL. AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO. LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION. Publicada el 20 de octubre de 2000 en el Diario Oficial de la Federación. México, D. F.

Agradecimientos a:

- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por las becas de posgrado No. 276161 y 488561
- Comisión Estatal de Agua (CEA) del Estado de Sonora, por el apoyo al económico al proyecto No. CEA-ED-PR-EST-05-013 otorgado al Instituto Tecnológico de Sonora.

Aportes para el manejo integrado del recurso hídrico: estudio de caso microcuenca de la quebrada San Cristóbal. Localidad de Usaquén, Bogotá D.C.

Isabel Narváez-Jiménez¹, Alfonso Avellaneda-Cusarúa²

Introducción

La construcción de las ciudades colombianas tiene en lo periurbano su principal desafío en cuanto a la planificación urbana y ambiental, puesto que, son territorios que han sido ocupados sin que hayan mediado procesos planificados y en este sentido, el imaginario de los espacios que allí se han intervenido es propio de quienes los han venido transformando con el tiempo en los territorios actuales, donde existe una mezcla de diversos componentes de contenido urbano pero que subsisten elementos de ruralidad que definen en gran parte la apropiación de los recursos naturales y la distribución de los usos del suelo. Si a esto se agrega, que el Estado en sus diversos componentes institucionales y territoriales no ha tenido coherencia en sus intervenciones, la situación de planificación ambiental que nos ocupa debe indagar sobre esta complejidad proyectando ideas que sirvan a los diversos actores para construir visiones que reúnan, sin pretender homogenizar, una visión del territorio a largo plazo.

Los territorios periurbanos o de borde de la ciudad, como están definidos para Bogotá Distrito Capital, constituyen además áreas de transición entre los sistemas urbanos y los ecosistemas naturales, es decir, una especie de *ecotonos* en donde se funde lo urbano y lo rural en una interacción activa en el cual, el elemento urbano va impactando el medio rural con transformaciones de uso del suelo, contaminación con residuos sólidos y líquidos, emisiones atmosféricas ácidas, todos ellos como vectores de deterioro del medio natural, que además repercute directamente en la afectación de la calidad de vida de la población que se asienta en esos bordes. El periurbano constituye también un sistema de parches, allí coexisten los sistemas productivos o agroecosistemas con los sistemas consumidores o sistemas urbanos y relictos de sistemas naturales como los bosques (Barsky, 2005).

Con el crecimiento descontrolado de las ciudades, mediadas por procesos de empobrecimiento del sector rural y la violencia, mejores oportunidades que ofrece la ciudad como urbe de grandes intercambios sociales y económicos, los pobladores rurales migran a éstas ubicándose en la periferia, pero se ven amenazados por la dinámica capitalista que cada vez les otorga mayor valor a esas tierras, pasando de villas miseria a centros de desarrollo urbanístico con calidad para estratos altos, con lo

¹ Ingeniera Ambiental. Especialista en Gestión Ambiental Urbana. Instructor Asociado del Programa de Ingeniería Ambiental Universidad El Bosque. Coordinadora Proyección Social. Cra 87 No 17-35 Int. 3 Apto. 301 Bogotá D.C.; Cel: 3002994107; Email: narvaezisabelc@unbosque.edu.co

² Químico, Magister en Ingeniería. Profesor Asociado del Programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad El Bosque. Coordinador de la línea de investigación Manejo Integrado del Recurso Hídrico del Grupo de Investigación Agua, salud y Ambiente. Calle 171 A No 49B-62 Bogotá D.C. Tel: 6690699, Cel: 3133060114; email: avellanedajose@unbosque.edu.co

cual se generan procesos de expropiación y transformación que no pueden ser asimilados económica ni socialmente por los pobladores que por más de cincuenta años los han transformado.

Con el desarrollo urbanístico a nivel horizontal de las ciudades hacia la periferia, ya sea por el agotamiento de las áreas para construir viviendas al interior de las ciudades o por los servicios ambientales que ofrecen algunos territorios periurbanos (p.e. paisaje, zonas verdes, estabilidad geotécnica, cercanía a centros comerciales y alrededores de la ciudad con otros atractivos naturales), las capitales urbanísticas tienden a desplazar a las comunidades asentadas allí de manera informal durante décadas, para desarrollar sobre esas áreas proyectos urbanísticos compactos para estratos altos, aprovechando la infraestructura urbana de buena calidad, dando como resultado un mosaico de ocupaciones de gran diferencia económica y social, en donde el territorio, mediado por un gran proceso de artificialización, se impone sobre los pobladores de bajos ingresos.

Este proceso se vive actualmente en la Localidad Usaquén, especialmente en la zona de estudio. Teniendo en cuenta la ubicación de la Universidad El Bosque en esta Localidad, se tomó como objeto de investigación la microcuenca de la quebrada San Cristóbal, que aun habiendo sido ocupada por asentamientos urbanos desde hace cincuenta años, conserva una parte importante de su territorio con bosques naturales al igual que franjas de bosques de galería de la quebrada. Esta razón llevó a definir la investigación hacia el manejo integrado del recurso hídrico.

Definición de objetivos de la investigación

En este contexto, la investigación que ha venido realizando la Universidad El Bosque a través del programa de Ingeniería Ambiental enfoca el manejo integrado del recurso hídrico como hilo conductor, que para el grupo de investigación Agua, Salud y Ambiente, se entiende como el manejo del agua superficial, subterránea y atmosférica como parte integral de ecosistemas y como bien social que debe ser planificado multidisciplinariamente para suplir los requerimientos de la sociedad y todos los intereses que en ella existen.

Los objetivos fueron definidos en el marco de la investigación, la proyección social y la educación ambiental.

En el marco de la investigación se orientaron hacia el conocimiento y reconocimiento de los recursos hídricos como el conjunto de componentes a saber aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas atmosféricas o lluvia horizontal, así como los servicios ecosistémicos que prestan y a su vez el estado actual en cuanto a calidad de su oferta ambiental.

En el marco de la proyección social, mediante la interacción permanente con los actores sociales en dos tipos de población: los adultos mayores, dada su importancia por el conocimiento que sobre la historia ambiental de la microcuenca poseen y a la población escolar dada la necesidad de involucrar a los niños y jóvenes en las acciones de

recuperación y conservación del territorio de la microcuenca, a partir del reconocimiento de los barrios, su problemática ambiental y la importancia que para el manejo ambiental, la salud y la calidad de vida tiene la conservación ambiental y la recuperación colectiva de la microcuenca y sus fuentes hídricas.

En el marco de la educación ambiental, se buscó a partir de las propias reflexiones de adultos y niños generar procesos de construcción de las visiones sobre la situación actual del territorio, y con ellas generar instrumentos de educación ambiental participativa para ser utilizados y perfeccionados por la población, tanto en las escuelas como en las organizaciones sociales de la microcuenca que existen en los barrios Cerro Norte y Santa Cecilia que agrupan una población de cerca de 10.000 habitantes.

Objetivos

1. Fortalecer investigaciones participativas sobre la calidad de la oferta de los servicios ecosistémicos con enfoque en el proceso metabólico socioecológico.
2. Fortalecer los programas de educación ambiental en los territorios correspondientes a la microcuenca.

Metodología

El trabajo de campo se diseñó a partir de los acuerdos realizados con la comunidad, ya que la zona de trabajo corresponde a barrios que han estado en permanente conflicto con la institucionalidad local y a la existencia de conflictos entre grupos de poder locales que regulan el acceso del transporte y las horas de permanencia en la zona de personas ajenas a los barrios. A pesar, de esta situación común en Colombia, en los barrios periféricos de estratos socioeconómicos bajos y marginados, existen organizaciones sociales en donde es notoria la presencia de la mujer y los antiguos pobladores en los puestos de liderazgo. Se destacan, dentro de los procesos sociales la existencia de granjas y huertas comunitarias, sede para jardín infantil, organizaciones de mujeres y organizaciones para apoyo a habitantes de la tercera edad, proyectos de agricultura orgánica, casa taller para jóvenes, entre otros.

Las actividades con los antiguos pobladores, se orientaron a la reconstrucción de la historia ambiental del territorio de la microcuenca y al reconocimiento de la problemática ambiental, con el fin de generar lineamientos para la planificación y el ordenamiento territorial con enfoque participativo. Para el taller con los adultos mayores, se prepararon preguntas sobre las temáticas de historia ambiental, situación ambiental del territorio y gestión ambiental, las cuales sólo sirvieron de orientación en la conversación sostenida con los participantes durante la construcción de los mapas parlantes, la cual fue grabada con el consentimiento de los mismos y luego reproducida en texto y en video. Las actividades con los niños, vigías ambientales, se orientaron mediante el desarrollo de talleres que los llevaban a realizar una reflexión sobre la relación que tienen con su entorno urbano y ambiental, incluyendo la identificación de los residuos

sólidos y el significado que tiene la disposición actual de estos sobre los cuerpos hídricos en relación con la salud y la calidad de vida de la población.

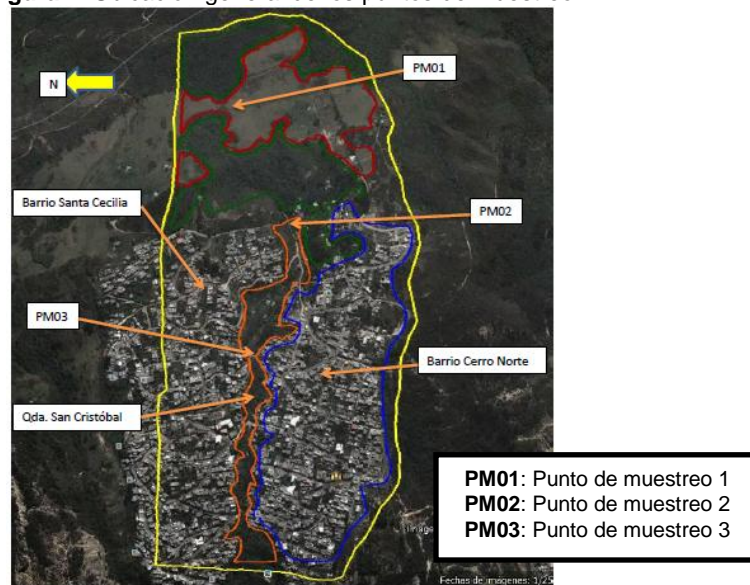
Con los aportes de los talleres realizados con las comunidades y con el reconocimiento de campo, se construyó un modelo interpretativo del metabolismo socio ecológico que caracteriza la zona de estudio, como herramienta para orientar la planificación ambiental del territorio.

Resultados y discusión

1. Determinación de la calidad ambiental de la quebrada San Cristóbal a lo largo de su cauce, desde el nacimiento hasta la llegada de la misma a la zona urbana de la ciudad, causas de su afectación y recuperación ya sea por las actividades antrópicas como por los servicios ecosistémicos que prestan los bosques naturales en su área de recarga hídrica.

En la figura 1 se presenta la zona de estudio y los sitios definidos como puntos de muestreo.

Figura 1. Ubicación general de los puntos de muestreo



Fuente: (Google Earth, 2013).

Para la determinación del Índice de Calidad Ambiental, ICA, diseñado por Brown (Brown Robert M., 1970) intervienen 9 parámetros, los cuales, permiten clasificar la calidad del agua de pésima a excelente según el rango obtenido dentro de la valoración, como se muestra en la tabla 1.

- Coliformes Fecales (en NMP/100 mL)
- pH (en unidades de pH)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días (DBO5 en mg/ L)
- Nitratos (NO3 en mg/L)

- Fosfatos (PO₄ en mg/L)
- Cambio de la Temperatura (en °C)
- Turbiedad (en NTU)
- Sólidos disueltos totales (en mg/ L)
- Oxígeno disuelto (OD en % saturación)

$$ICA = \sum_{i=1}^n (Subi * wi)$$

Donde:

- **wi**: Pesos relativos asignados a cada parámetro (Subi), y ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno.
- **Subi**: Subíndice del parámetro i.

Tabla 1: Clasificación del ICA propuesto por Brown

CALIDAD DE AGUA	COLOR	VALOR
Excelente	Azul	91 a 100
Buena	Verde	71 a 90
Regular	Amarillo	51 a 70
Mala	Naranja	26 a 50
Pésima	Rojo	0 a 25

La representación realizada en la tabla 2, presenta los valores del ICA obtenidos en los dos (2) muestreos realizados en campo, con los cuales, se indica el porcentaje de deterioro en el que se encuentra cada punto de muestreo.

Tabla 2. Valores del ICA en puntos de muestreo

Punto de muestreo	ICA muestreo 11/Ago/12	ICA muestreo 12/Mar/13	% Deterioro
PM01	79,91	72,69	9,04
PM02	84,45	77,81	7,86
PM03	45,72	31,65	30,8

Fuente:(Universidad El Bosque, 2013)

En los resultados obtenidos correspondientes a los puntos 1 y 2, se observa en los dos muestreos una mejoría en el valor del ICA, la cual confirma la función auto depuradora del bosque natural que existe en este sector de la microcuenca. Como se puede apreciar, el deterioro de la calidad del agua para el muestreo de marzo de 2013 respecto al de agosto de 2012 para estos puntos es menor del 10%; en contraste, para el punto 3 se observa un deterioro notorio del 30,8% con relación al muestreo de agosto de 2012.

2. Montaje de una estación de medición de la oferta de lluvia horizontal en una franja correspondiente a bosque de niebla por encima de los 2900 msnm con resultados prometedores para trabajar en futuros proyectos de adaptación a la variabilidad climática.

Se realizó instalación del neblinómetro en la terraza de la Institución Educativa Distrital Agustín Fernández Sede C, como se muestra en las siguientes fotografías:

Fotografías 1 y 2. Neblinómetro instalado



Fuente: Autores

Se realizó un total de 8 registros de precipitación en el pluviómetro y cosecha de lluvia horizontal en el Neblinómetro, durante los meses de octubre y noviembre de 2012, iniciando el día 19 de octubre (2 días después de haber instalado los equipos), hasta el día 9 de noviembre. Estos registros, se llevaron con una frecuencia de 2 veces a la semana y únicamente en horas de la mañana en donde se acompañó la toma de datos con un instrumento de registro fotográfico. Por otra parte, el área de captación del pluviómetro del agua lluvia para el sitio específico, se determinó mediante la fórmula geométrica, equivalente:

$$A = \pi \cdot r^2.$$

Con este sencillo cálculo se determinó la cantidad de precipitación por metro cuadrado.

Tabla 3. Características del pluviómetro empleado

Área de captación del pluviómetro		
Parámetro	Valor	Unidad
D1	19,6	Cm
r=	9,8	Cm
a=	1206,87	cm ²
a=	0,120687	m ²

Fuente:(Manosalva, 2012)

A continuación, en la tabla 4 se muestran los registros del pluviómetro y el neblinómetro para las fechas de registro.

Tabla 4. Datos de recolección de agua con pluviómetro y neblinómetro

Fecha	Pluviómetro		Neblinómetro	
	Lluvia Mm	Lluvia Mm	Recolección ml	mm
19-oct	82,0	0,68	75,0	0,75
22-oct	140,0	1,16	420,0	4,20
23-oct	-	-	-	-
25-oct	25,0	0,21	80,0	0,80
26-oct	0,0	0,00	0,0	0,00
29-oct	9,0	0,07	0,0	0,00
2-nov	0,0	0,00	10,0	0,10
6-nov	11,0	0,09	70,0	0,70
9-nov	19,0	0,16	39,0	0,39

Average	0,30	0,87
Percent	0,34	0,66

Fuente: (A. Manosalva, 2012.)

3. Participación de adultos mayores, estudiantes de semilleros de investigación y las comunidades escolares, aplicando instrumentos de educación ambiental.

La participación de los adultos mayores se efectuó dentro de los procesos de análisis e interpretación de reconstrucción de la historia ambiental y de poblamiento del territorio, situación ambiental del mismo y gestión ambiental por medio de la orientación de estos tres ejes centrales, se desarrollaron instrumentos de apoyo, como fue la construcción de la cartografía socio-ambiental del territorio y de la microcuenca que ellos habían poblado y transformado a través de los años, ubicando su espacio geográfico-temporal entre los Cerros Orientales y la primera vía principal de acceso que los comunicaba con el resto de la ciudad.

Teniendo en cuenta estos elementos, se desarrolló el análisis de la transformación del territorio, uso del bosque de galería como materia prima para producir fuego y cocinar alimentos, así como también se analizó el uso de la microcuenca durante los últimos 50 años, donde se interpretó como en sus inicios, los pobladores utilizaban el agua de la quebrada San Cristóbal para suplir sus necesidades diarias incluyendo la zona de lavado de ropa, con el crecimiento poblacional, conformación y legalización de barrios, ésta, pasó de ser parte de su vida cotidiana como fuente hídrica principal a ser receptora de aguas servidas y residuos sólidos que fueron generando contaminación en el recurso hídrico y enfermedades dentro de las poblaciones que de ella aún se alimentaban. A raíz de este impacto, fue necesario comenzar a gestionar la solicitud de la instalación de la red de distribución de agua potable ante la autoridad competente y 18 años después de realizar la gestión correspondiente, acompañada de una activa participación de toda la comunidad, lograron obtener el recurso formalmente.

Fotografías 3 y 4. Cartografía social de la reconstrucción de la microcuenca y el territorio



Fuente: Autores

La participación de los estudiantes del semillero de investigación y de la comunidad escolar, especialmente de los vigías ambientales correspondientes a los cursos de preescolar a quinto de primaria de la sede B del IED Agustín Fernández, se efectuó por medio del desarrollo e implementación de talleres ambientales que fueron planteados con 3 ejes fundamentales como temáticas que relacionan al hombre con su entorno inmediato, la generación de los residuos sólidos y vertimientos líquidos, y el impacto ambiental negativo que generan por disposiciones inadecuadas de estos. Durante el desarrollo de los talleres se analizó el grado de conocimiento que tenían los estudiantes sobre los componentes del medio ambiente más próximo y la relación directa de ellos como pequeños pobladores del sector con la microcuenca de estudio, con el fin de, reforzar o iniciar con los talleres un proceso de aprendizaje significativo para ellos que dejara principalmente la inquietud del tema para posteriormente poder ser trabajada más a fondo con sus docentes y familiares.

Fotografías 5 y 6. Resultado de talleres ambientales



Fuente: Autores

Conclusiones

1. La participación comunitaria permitió conocer y dimensionar las visiones sobre territorialidad, conflictos ambientales y planeación ambiental del territorio que existen en

las zonas periféricas urbanas, que se comportan como ecotonos entre los ambientes urbanos y rurales en las grandes urbes.

2. Conocimiento de la historia ambiental de la ocupación de los espacios y construcción del territorio por las poblaciones de los bordes urbanos, lo cual permitirán fortalecer la política de planeación ambiental de estas áreas de borde urbano, de gran importancia para la sustentabilidad ambiental de la ciudad.

3. Fortalecimiento de procesos educativos e interpretativos en la comunidad de niños y adultos mayores en los Barrios Cerro Norte y Santa Cecilia correspondientes a los territorios de la quebrada San Cristóbal.

4. El fortalecimiento del conocimiento del entorno dentro del proceso educativo e interpretativo realizado con los vigías ambientales que participaron en los talleres, facilitó una mejor comprensión de la relación permanente que ellos tenían con la microcuenca, la generación y disposición final inadecuada de residuos sólidos y vertimientos líquidos, y el impacto generado por estos dentro del recurso hídrico.

5. En los trabajos desarrollados con las comunidades de borde de ciudad fue importante combinar de una manera armónica los componentes de investigación, proyección social, participación comunitaria y educación ambiental con el fin de, responder a las necesidades reales de la zona de estudio, teniendo en cuenta el uso y transformación de territorio que se ha implementado a través de la historia.

6. En trabajos realizados con niños menores de 8 años, se avanzó en técnicas para saber cómo expresar y definir los diferentes términos ambientales para que ellos puedan relacionar estos términos con las actividades que realizan y así entender la situación real del entorno en el que se encuentran diariamente.

Bibliografía

Aguirre Nuñez, M. (2011) *La cuenca hidrográfica en la gestión integrada de recursos hídricos*, La Paz, Bolivia: IUCN.

Barsky, A. (2005) 'El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. Introducción al estado del debate, con referencias al caso de Buenos Aires.', *Scripta Nova. Revista electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, vol. IX, no. 194, agosto.

Brown Robert M., M.N. (1970) 'A water quality index- do we dare?', *Water and Sewage Works*, pp. 339-343.

Garay, A. (2001) *"Dimensión territorial de lo local"*, Sarmiento (Arg): Instituto del Conurbano. Universidad nacional de Sarmiento.

Google Earth (2013), 13 Mayo, [Online], Available: <http://www.googleearth.com>.

Manosalva, E.A. (2012) *Dinámicas de regulación hídrica de los ecosistemas forestales de alta montaña. Estudio de caso: precipitación atmosférica en la microcuenca de la quebrada San Cristóbal.*, Bogotá.

Toledo, V. (2008) 'Metabolismos rurales: hacia una teoría económico-ecológica', *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, vol. 7, pp. 1-26.

Universidad El Bosque (2013) *Aportes para la ordenación el planeamiento del uso y manejo sostenible de los recursos hídricos de agua dulce en las microcuencas de la Localidad de Usaquén, Distrito Capital.*, Bogotá.

AIRE

CALIDAD DEL AIRE RESPECTO DE PST DURANTE EL PERIODO 2009-2011 EN LA CIUDAD DE HERMOSILLO, SON.

Los seres humanos requieren de un suplemento regular de alimento, agua y esencialmente de un suplemento continuo de aire, los requerimientos de aire y agua son relativamente constantes (10-20 m³y 1-2 l/día, respectivamente), que toda la gente tenga libre acceso al aire y agua de calidad aceptable es un derecho humano fundamental (WHO, 2003) bajo este principio se presenta el análisis de la concentración y distribución de las partículas suspendidas totales (PST) a través de las muestras obtenidas de los muestreadores de alto volumen que la ciudad de Hermosillo, Sonora tiene en la parte Noreste, centro, noroeste y sur; en base a los procedimientos establecidos en la norma oficial mexicana NOM-025-SSA1-1993. (DOF 2005) El período de estudio comprendió del año 2009 al 2011.

Objetivo General

Determinar la concentración de partículas PST de las estaciones de monitoreo localizados en el Noreste, Centro y Noroeste de la ciudad de Hermosillo, Sonora.

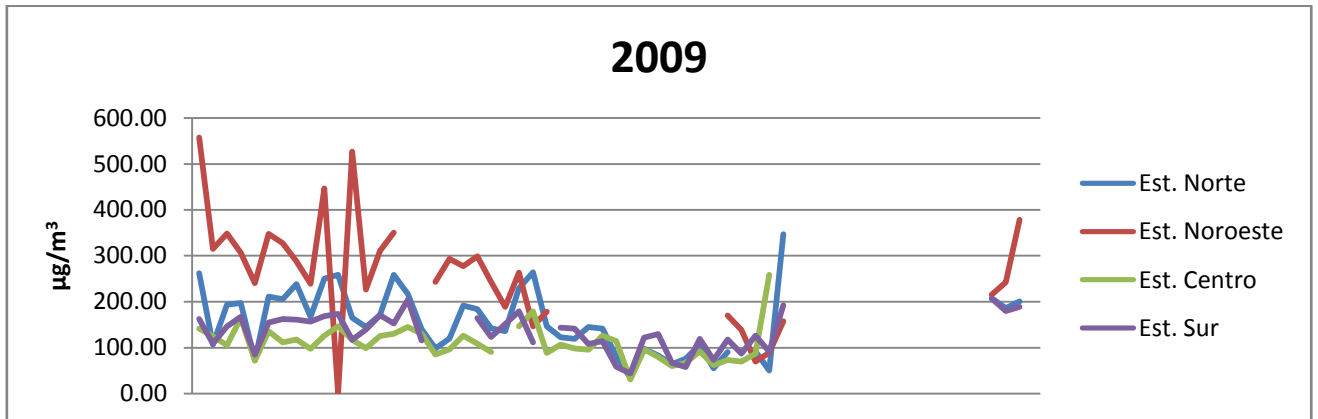
Objetivos Particulares

- Determinar las concentraciones de PST en las zonas de estudio mediante el análisis de las mediciones de partículas que se realizaron del año 2009 al 2011.
- Determinar la zona de la ciudad y estación del año donde se presenta un mayor nivel de partículas suspendidas totales (PST).

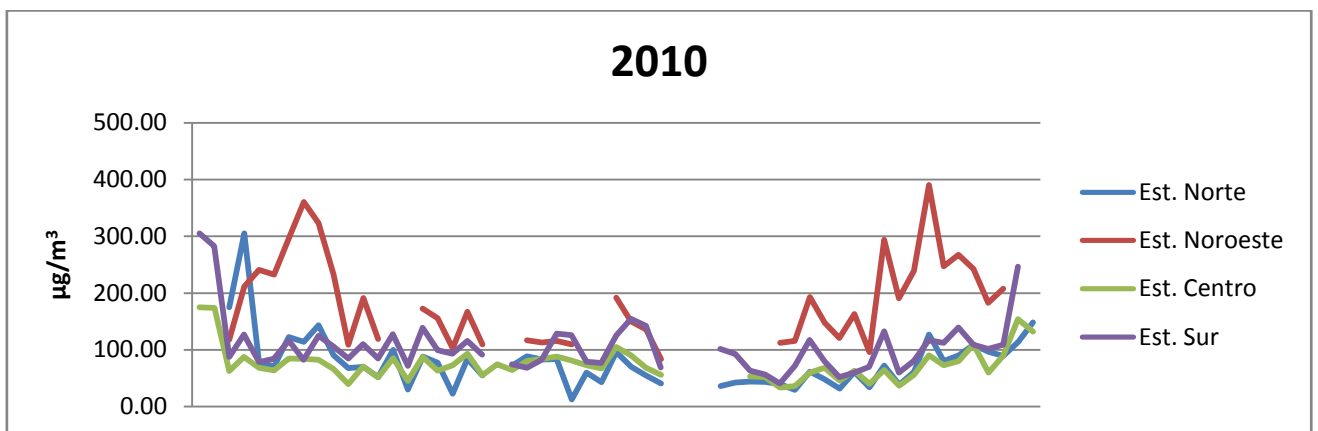
La Evaluación de las concentraciones de PST, se lleva a cabo mediante el análisis e interpretación estadística de los datos registrados por el Programa de Evaluación y Mejoramiento de la Calidad del Aire (PEMCA) del H. ayuntamiento de Hermosillo, establece una frecuencia de muestreo cada 6 días con muestreo no simultáneos en las cuatro estaciones antes mencionadas; considerando los lineamientos establecidos en el Manual de Aseguramiento de

Calidad para Sistemas de Medición de Contaminación del Aire, recomendado por la agencia de protección ambiental de los EUA (EPA 1998), para brindar un control de calidad que garantice el buen funcionamiento del sistema y la veracidad de los datos.

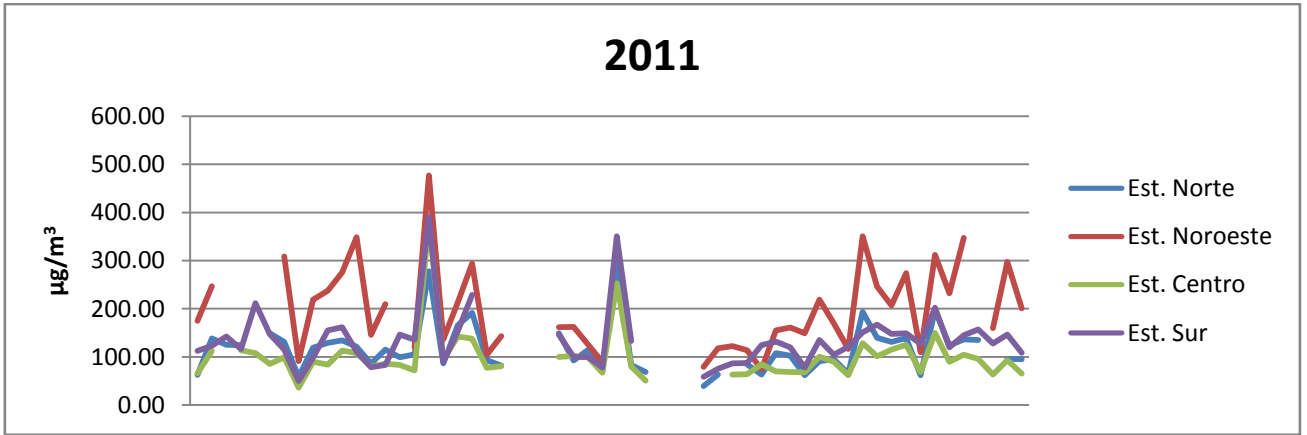
Durante el año 2009 el comportamiento se presento de la siguiente manera:



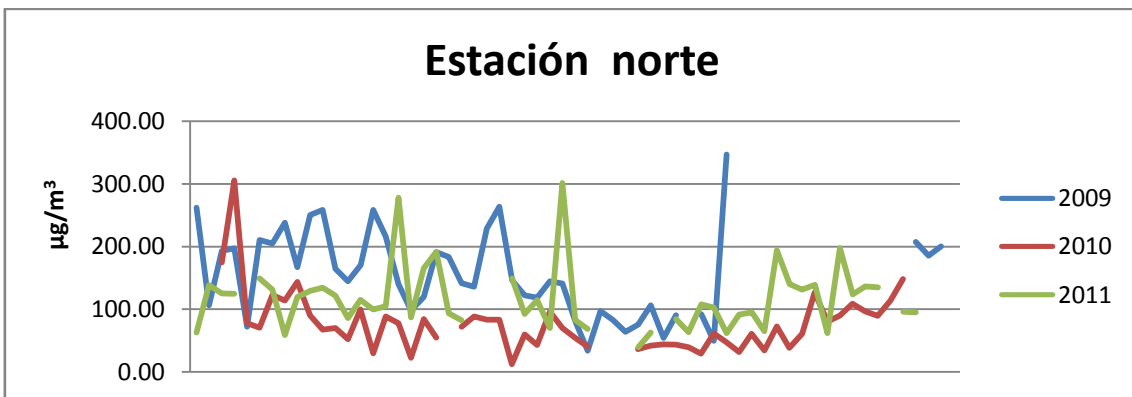
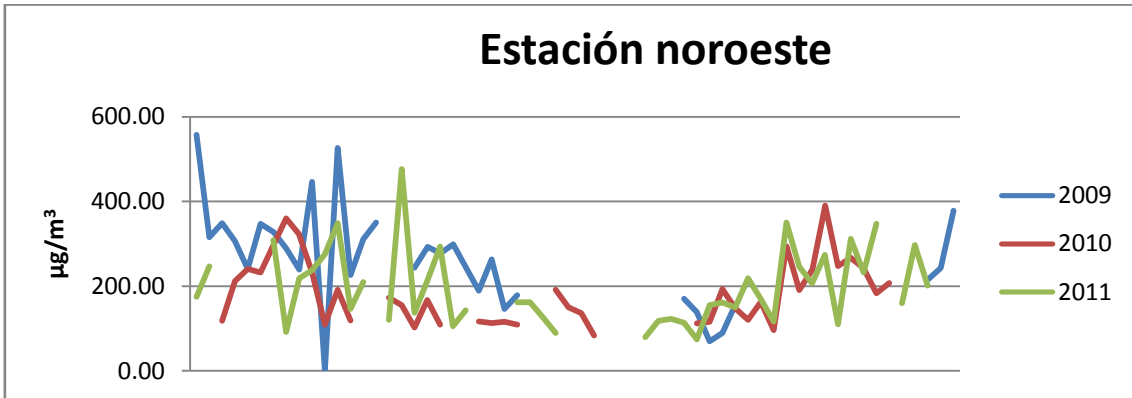
En 2010:

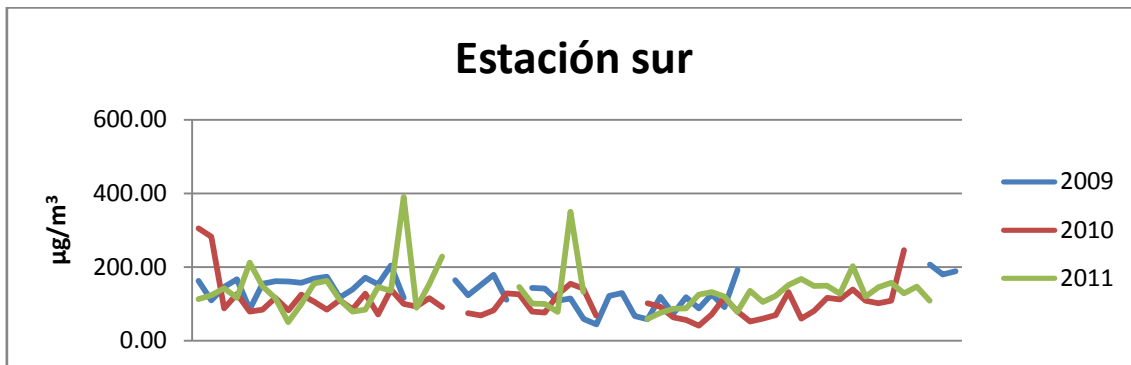
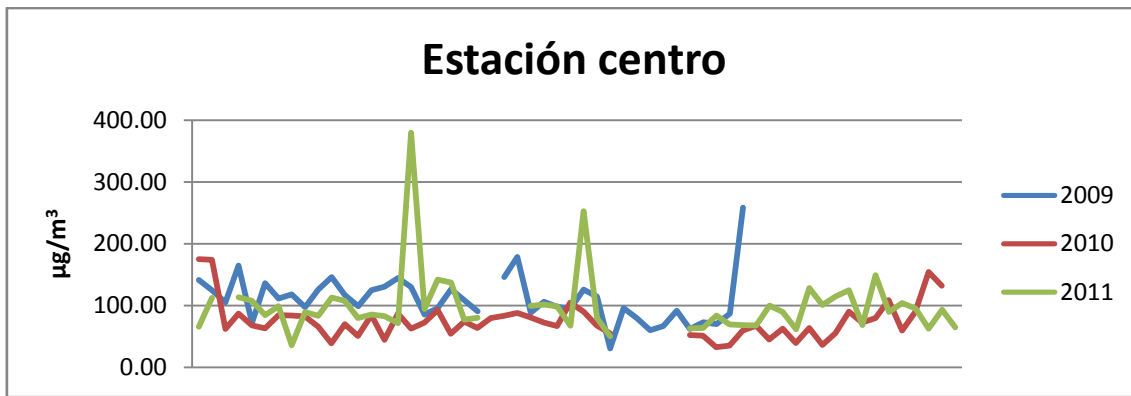


Y en 2011:



En términos de las estaciones de muestreo las partículas se comportaron de la siguiente manera:





El criterio de calidad de aire para PST consiste en los máximos permisibles establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-024-SSA1-1993 (DOF, 1994) indicando que no debe rebasar el límite máximo permisible de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en 24 horas, para protección a la salud de la población susceptible. Obteniendo como resultado que los días en los que se rebaso el límite, fueron 46 durante los 3 años, distribuidos como se muestra en la **tabla 1**.

	Días muestreados	Días que sobrepasan la norma	Est. Norte	Est. Noroeste	Est. Centro	Est. Sur
2009	160	20	3	17	0	0
2010	201	11	1	8	0	2
2011	196	15	2	11	1	1
Total	————	46	6	36	1	3
Días muestreados	557	————	147	121	144	145

Tabla 1. Días con concentraciones superiores a $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La concentración de partículas suspendidas totales como contaminante atmosférico, no debe rebasar el límite máximo permisible de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en una media aritmética anual, para protección a la salud de la población susceptible.

Año	Promedio $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$
2009	160,24
2010	110,21
2011	134,90

Tabla 2. Concentración promedio anual.

En cuanto a cada una de las estaciones los promedios también rebasan la norma, como se muestra en la **tabla 3**.

	Est. Norte	Est. Noroeste	Est. Centro	Est. Sur
Promedio	116.31	212.07	93.48	124.21
2009	156,79	263,29	110,38	134,08
2010	80,85	191,58	74,97	106,62
2011	116,75	195,68	99,24	134,02

Tabla 3. Concentraciones promedio por estación.

Se puede observar que la máxima concentración de PST ocurrió en el mes de enero de 2009 con una concentración de $557.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la Estación noroeste y el valor mínimo se presentó en junio de 2010 con $12.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Por lo que la calidad del aire durante el periodo analizado, se califica como mala, ya que el máximo permisible para 24 horas, fue rebasado en durante los tres años evaluados, en las cuatro estaciones de muestreo, en 46 ocasiones de los 557 días muestreados, 36 de estos en la estación noroeste; 17 de ellos en el año 2009, lo que nos indica que la estación es la que presenta mayores concentraciones de partículas suspendidas totales, sobre todo durante el año 2009, específicamente en el primer trimestre, durante la época invernal; además el promedio anual es el más alto de los 3 años analizados, presentando una concentración de más del doble del valor límite que señala la Norma Oficial Mexicana NOM-024-SSA1-1993 (DOF, 1994).

En cuanto a las concentraciones mínimas, se presentaron durante el año 2010 durante el verano, la mínima presentada fue de $12.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en junio de este año,

en la estación centro, la cual presenta un promedio anual más bajo que el resto de las estaciones, sin embargo sigue estando por encima de la norma.

REFERENCIAS.

EPA 1998. (Environmental Protection Agency). 1998. Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems. Volume II: Part 1. EPA-454/R-98-004. August 1998.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-024-SSA1-1993. Salud Ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente con respecto a partículas suspendidas totales (PST). Valor permisible para la concentración de partículas suspendidas totales (PST) en el aire ambiente como medida de protección a la salud de la población. 23 de diciembre de 1994.

WHO (World Health Organization), 2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report.

**MICROANÁLISIS DE CORROSIÓN ATMOSFÉRICA vs BAJO RENDIMIENTO
OPERATIVO DE EQUIPOS EN LA INDUSTRIA ELECTRONICA**
**López Badilla Gustavo^{1A}, Acosta Gómez María Marcela^{1B}, Pérez Ramos Juan Abraham^{1C},
Castillo Moreno Julio Cesar^{1D}, Sergio Mahonri Cuevas Mendoza^{1E}, Erick Alejandro
Montoya Leal^{1E}**

¹Instituto Tecnológico de Mexicali (ITM), Ave. Tecnológico, Col. Elías Calles, Mexicali, Baja California, México, C.P. 21376.

^{1A} Departamento de Ciencia Básicas, correo: glopezbadila@yahoo.com

^{1B} Departamento de Química, correo: pecosjulia@hotmail.com.

^{1C} Departamento de Ingeniería Mecánica, correo: abrahamperzramos@itmexicali.edu.mx

^{1D} Alumno investigador de la Carrera de Ingeniería en Gestión Empresarial, correo: jcasti1@rockwellcollins.com

^{1E} Alumnos investigadores de la Carrera de Ingeniería Eléctrica, correo: shrekgio_13@hotmail.com,

Modalidad: Oral Área: Aire

Resumen

La presencia de corrosión atmosférica (CA) en interiores de la industria electrónica, es una de las causas principales de la generación de fallas eléctricas de la maquinaria y sistemas industriales con micro dispositivos. La CA, es generada por la influencia de contaminantes del aire, principalmente de sulfuros en la ciudad de Mexicali, que causa un ataque destructivo en un material al ser expuesto en ambientes agresivos en interiores de la industria electrónica. La CA origina graves consecuencias en los sistemas electrónicos de plantas industriales, siendo de un gran problema en todo el mundo. Los compuestos de azufre generados por fuentes de emisión son varios. Entre ellos, se encuentran el H₂S (ácido sulfhídrico), proveniente de la Central Geotérmica que suministra electricidad a la ciudad y valle de Mexicali principalmente. Otra fuente de emisión de mayor importancia en esta ciudad, es el tráfico vehicular que existe es de alrededor de 50,000 vehículos en Mexicali. Además, algunas empresas que realizan procesos de manufactura con sustancias químicas son generadoras de sulfuros. Debido a esta situación problemática, se desarrolló una investigación en una empresa del ramo electrónico instalada en esta ciudad, del periodo de seis meses de un estudio que comprende del periodo de Julio del 2013 a Junio del 2014. Esto es para evaluar en lo que va del análisis el rendimiento operativo de equipos y maquinas industriales que contienen dispositivos electrónicos y que son deteriorados con la CA. El daño mayor de las conexiones eléctricas de los dispositivos electrónicos de estos sistemas industriales, ocurrió cuando la humedad relativa (HR) y temperatura eran mayores al 75% y 35 °C en la época de verano y cerca a los 0 °C en la estación de invierno. Los microanálisis fueron elaborados por la técnica de Microscopia de Barrido con Electrónico (MBE).

Palabras clave. Microcorrosion, corrosión atmosférica, factores climáticos.

1. Introducción

La generación de corrosión en interiores de la industria electrónica en Mexicali, es por variaciones de humedad relativa (HR) y temperatura y los niveles de concentración de sulfuros provenientes del tráfico vehicular y de la planta geotérmica de Cerro Prieto. Esta es la fuente de mayor importancia en la generación de este agente contaminante, en la ciudad de Mexicali. Los equipos electrónicos sufren de corrosión, principalmente con niveles altos de humedad que es un factor importante en la generación de este proceso electroquímico. Además, del bióxido de azufre (SO_2), existen otros contaminantes del aire que tienen un efecto adverso con menor intensidad en el funcionamiento como los son monóxido de carbono (CO) y óxidos de nitrógeno (NO_x), generados por el tráfico vehicular y se introducen a los interiores de las plantas industriales. El fenómeno de corrosión afecta a las conexiones de componentes electrónicos aun con una protección con plásticos o metálicos como un revestimiento [1]. En periodos con niveles de HR mayores al 85%, que se presenta continuamente en los meses de Julio y Agosto en Mexicali, el sistema de aire acondicionado genera un proceso de humedad en los interiores de la industria electrónica, generando un fenómeno electroquímico que se produce por una película húmeda formada sobre las superficies de los metales que conforman la estructura de las conexiones eléctricas de equipos y maquinas industriales. En el estudio que se realiza, se observó la generación de dendritas (siendo como barbas metálicas como la formación de figuras puntiagudas de hielo), como productos de corrosión, en las uniones y conexiones eléctricas. La velocidad de reacción que generan los contaminantes agresivos como el H_2S y SO_x , en metales que constituyen las estructuras metálicas de las conexiones y uniones eléctricas, como el cobre (Cu), sufren un deterioro en su superficie. Esto es originado por la presencia de corrosión, determinado por el proceso de oxidación y la reducción en el rendimiento operativo de los procesos de manufactura. Esto hace que dependan de la delgada película de un electrolito de agua visible e invisible, y permanece como un factor continuo de la corrosión o en cualquier momento como una película protectora de este fenómeno. La película húmeda crece y hace que la corrosión y en algunos veces se producen grietas y poros y es son las películas no protectores, reduciendo la continuidad de electricidad, en los tableros electrónicos de los equipos y maquinas industriales. Estos procesos tienen lugar para la película formada en la superficie en todas o algunas áreas de la superficie de los materiales usados en las conexiones y uniones de los dispositivos electrónicos como lo es el Cu [2].

1.1 Factores que causan la corrosión

Los niveles de humedad relativa y temperatura mayores a los niveles mencionados al inicio, son el factor principal de la corrosión y aumenta la velocidad de corrosión (VC), y estos parámetros climáticos, genera una mayor cambio de valencia en el estado de los metales activos, dañando los metales muy rápido [3]. Esto ocurre cuando las

películas de óxido formadas en la superficie de Cu principalmente, no están cubiertos de manera uniforme, y están cubiertos sólo en algunas zonas de la superficie de Cu, causando la corrosión por picadura. Los niveles de SO_x generada por H_2S en algunos períodos del año en Mexicali paso elevado los estándares de calidad del aire. En los interiores de plantas industriales de Mexicali, se originan ambientes agresivos y deteriorar los materiales utilizados en la industria de la electrónica. Un aspecto importante es conocer el tipo y forma de los materiales que están deteriorados y los diferentes tipos de corrosión que se produce en diferentes entornos, provocando un tiempo de inactividad de la producción en las compañías de esta ciudad. También es necesario tener en cuenta la depreciación de los recursos o materiales considerados como productos de desecho , los productos contaminados, la reducción de la producción de rendimiento operativo de los equipos y maquinas industriales, los costos de mantenimiento, y gran caducadas sobre las operaciones de diseño (Moncmanova, 2007). Los aspectos multidisciplinarios de los problemas de corrosión, junto con la complejidad asociada del dispositivos electrónicos, aumentan el costo de los productos por el fenómeno de la corrosión [4, 5].

1.2 Funcionalidad de los equipos electrónicos

La eficiencia de una operación industrial se basa en la productividad de las plantas industriales, y el principales características que muestran la eficacia de un producto fabricado son su buena apariencia, bajo coste, facilidad de operación y seguro [6]. Los dispositivos electrónicos y equipos utilizados en áreas almacenes, producción y expedición están expuestos a los factores ambientales en el interior de plantas industriales, influidos por las atmósferas exteriores [7]. Los factores climáticos afectan el funcionamiento de los sistemas electrónicos.

1.3 Diseño estructural de ingeniería en equipos electrónicos

Uno de los factores de gran interés en el control de la corrosión en metales expuestos a interiores de edificaciones es el desarrollo de un diseño que evite la acumulación de humedad en esquinas y uniones principalmente [8, 9]. Este aspecto de importancia en conjunto con la selección de materiales, y el uso de recubrimientos e inhibidores y la protección catódica, disminuyen o evitan en ciertos equipos electrónicos y electromecánicos. Los especialistas de corrosión y materiales de cualquier área de manufactura, utilizan sistemas de planeación y programación para obtener el diseño más óptimo que mejore las características de los equipos. Existen diversos programas computacionales que describen las estructuras, conectores y conexiones, donde existe la posibilidad de la generación y promoción de la corrosión. Los equipos industriales y máquinas se componen de dispositivos electrónicos colocados en placas de circuitos impresos, también llamado tableros electrónicos. La vida útil de los componentes está en función del material que están fabricados, los ambientes a los que se exponen

(exterior e interior de edificaciones), diseño estructural de ingeniería, tipo de instalación y su aplicación [10, 11]. Los circuitos impresos electrónicos, están constituidos por una gran cantidad de dispositivos electrónicos y se instalan de acuerdo a las funciones que se lleva a cabo, con secciones separadas para evitar las conexiones eléctricas entre las zonas indeseables en las tarjetas electrónicas [12].

2. Objetivo del estudio. Evaluar los índices de corrosividad (IC) en interiores de una empresa del ramo electrónico para proponer métodos de prevención y control.

3. Metodología. Aplicando los estándares ASTM de análisis de corrosión en plantas industriales, se determinaron los IC correlacionando la VC, variaciones de clima y niveles de concentración de sulfuros [13]. El deterioro de los conectores eléctricos y conexiones de materiales utilizados en equipos electrónicos, principalmente de cobre y plata, fue evaluado con la VC [14, 15] y se correlacionó con el mínimo, promedio y niveles de HR y temperatura máximas de ambientes de interiores de la empresa evaluada, en la época de verano 9 Julio y Agosto del 2013) y de invierno (Diciembre del 2013 y Enero del 2014). Las propiedades eléctricas de un material son al menos parcialmente una función de la cantidad de humedad y contaminantes presentes en el ambiente interior de la compañía donde se desarrolló el estudio, debido a que el efecto aumenta corrosivos después de la humedad y los compuestos iónicos mezclados. Los metales oxidados se analizaron por la técnica de MBE (Philips XL ESEM). Con esto, se obtuvo importante información de la morfología de los productos de corrosión, para determinar el tipo de corrosión generado en la empresa en el periodo de estudio parcial. Para determinar la concentración de sulfatos en el interior de las plantas industriales de la técnica de placa de sulfato se usa dentro de las plantas industriales.

3.1 Monitoreo de sulfatos por medio de la técnica de platos de sulfatación

La concentración de sulfatos colectados en los platos de sulfatación usados en el proceso experimental, se analizó para obtener los niveles de SO_2 en interiores de la empresa evaluada, y con ello poder conocer con mayor exactitud su concentración y efecto en uniones y conexiones metálicas de equipos electrónicos con la técnica de platos de sulfatación (TPS). Los sulfatos fueron precipitados con cloruro de bario y se analizó su contenido utilizando un espectrofotómetro Lambda 25 UV-VIS. Se instalaron cuatro platos de muestra, en lugares estratégicos de la compañía (almacén, producción y zona de embarques y un testigo en calidad de blanco en las oficinas administrativas, aislándolo del ambiente con plástico. Los datos obtenidos de los platos colocados para monitorear el interior de las plantas industriales durante periodos de 28, 29 y 30 días de los meses de Agosto del 2013 y Enero del 2014. Posteriormente, se compararon con las concentraciones medidas y registradas por las Estaciones de Monitoreo Ambiental (EMA) ubicadas en la ciudad de Mexicali (Tabla 1). Es importante señalar que en todos

los casos donde se aplicó esta técnica, se reciben emisiones de sulfuros provenientes del campo geotérmico de Cerro Prieto y la EMA más cercana se encuentra a unos 10kms de distancia y del tráfico vehicular disperso en la ciudad de Mexicali.

4. Resultados y discusión

Se generaron dos tipos de corrosión en conexiones eléctricas metálicas de micro dispositivos usados en la industria electrónica, donde se observó la corrosión por picaduras en la época de verano y corrosión uniforme en la época de invierno. Esto ocurrió por los climas incontrolados en la industria electrónica. Se evaluaron los niveles de corrosividad (NC) de los meses de Julio y Octubre del 2013 y Enero del 2014 obteniendo los siguientes resultados mostrados en la tabla 1, de acuerdo a los estándares ISO 11844-1 y 11844-2 [XX].

4.1 Análisis de corrosión atmosférica

Tabla 1 Análisis de los niveles de corrosividad en interiores de la empresa evaluada (2013-2014).

Meses	Niveles de corrosividad
Julio-2013	1
Octubre-2013	2
Enero-2014	2

Niveles 1. Inicio de deterioro, 2. Incremento del deterioro, 3. Se agudiza deterioro. 4. Máximo deterioro.

De acuerdo a los estándares ISO mencionados se obtienen los índices de corrosividad de acuerdo al nivel de las atmosferas en interiores de plantas industriales, donde en el estudio elaborado. Aquí se muestran los NC 1 y 2 indicando que los ambientes son agresivos en un escala leve, generando deterioro de las uniones y conexiones metálicas de los dispositivos electrónicos. Esto generó el proceso de corrosión, de manera lenta pero con efectos negativos en el rendimiento operativo de los equipos y maquinas industriales y con ello pérdidas económicas a la empresa donde se realizó el estudio. Posteriormente, se elaboró una evaluación de los índices del SO₂ por medio de la técnica TPS, mostrando a continuación en la tabla 2 los valores de los tres meses evaluados para realizar un análisis comparativo con los NC. El análisis se realizó en los meses mencionados en la tabla 1.

Tabla 2 Análisis de los niveles de SO₂ en interiores de la empresa (2013-2014)

Meses	SO ₂ , ppm; TPS	SO ₂ , ppm; EMA
Julio-2013	0.28	0.26
Octubre-2013	0.34	0.32
Enero-2014	0.51	0.48

La tabla 2 muestra los índices del SO₂, con la TPS y los indicados por la EMA más cercana a la empresa evaluada (en la ciudad de Mexicali se tienen tres EMA en lugares

donde se concentran la mayor concentración de los contaminantes del aire que generan un efecto más dañino a los materiales metálicos de diversas plantas industriales y también donde se tiene mayor población que es afectada por los contaminantes del aire. Una vez realizado los análisis anteriores, se desarrolló una correlación de la velocidad de corrosión (VC) con el método gravimétrico de las conexiones eléctricas metálicas, con el SO₂ y los factores climáticos y determinar los tipos de corrosión generados en el proceso de la investigación con resultados parciales, que se muestra en la tabla 3.

Tabla 3 Análisis de correlación de VC, clima y SO₂ en conexiones eléctricas de dispositivos electrónicos

Meses	VC, gr.m ² .year	Clima y SO ₂		
		HR, %*	Temperatura, °C*	SO ₂ , ppm*
1	157	89	41	0.29
Julio-2013	Picaduras			
3	172	78	30	0.34
Octubre-2013	Uniforme			
6	199	91	10	0.53
Enero-2014	Uniforme			

* Los valores fueron un promedio en el proceso de correlación

La tabla anterior muestra los índices de correlación de los parámetros mencionados con los valores observados indicando que en el mes de Julio del 2013 con niveles de HR mayores al 89%, se generó corrosión por picaduras. Esto fue porque se intentaba formar una película húmeda de agua que actúa como electrolito en el proceso electroquímico de corrosión, en varias zonas de los metales de las conexiones eléctricas, pero los índices de temperatura mayores a 40 °C. Esto hacía que se dispersara el agua y quedaban solo algunas áreas de los metales con agua y ahí se concentraba el proceso de corrosión. La corrosión por picaduras, es un grave problema porque el material se está deteriorando de manera interna y puede llegar a fracturarse. Esto origina que no se conozca el proceso, hasta que el material genera ya sea falta de conductividad eléctrica total o un fatal accidente de un corto circuito que conlleve a veces a incendios con pérdidas de vidas humanas y económicas en las empresas. En el mes de Octubre del 2013, la corrosión generada fue de manera uniforme, cubriendo de manera total los metales de las conexiones eléctricas y con ello la rápida falta de conductividad eléctrica que generaba paro de operaciones de los equipos y maquinas industriales. Lo mismo ocurrió en el mes de Enero del 2014, pero de una manera más rápida por generarse un nivel mayor de humedad que en el mes de octubre. Esto causó paros más continuos de equipos y maquinas industriales y con ello algunos retrasos en los tiempos de entrega de los productos, debiendo realizar pagos a los clientes por este factor. Para evitar el pago a los clientes y las molestias de lo ocurrido fue necesario en algunas ocasiones del periodo de estudio, elaborar operaciones de retrabajo que involucraban mayor costo en la operatividad industrial y con ello la empresa también percibió pérdidas económicas, aunque en menor rango que el pago a los clientes. Esto

con llevó a tomar acciones de prevención y control en la generación de corrosión, con tecnología de protección anticorrosiva, que la empresa no había contemplado anteriormente, para evitar pérdidas económicas.

4.2 Evaluación con la técnica MBE

Una vez elaborados los análisis de corrosión atmosférica, se realizaron las evaluaciones con la técnica de microscopía con la cual se observa el deterioro a una escala muy diminuta y con ello se determinaron los tipos de corrosión presentados en la investigación parcial. A continuación se muestran las microfotografías de los meses evaluados y mencionados anteriormente en las figura 1a, 1b y 1c. En esta figura se observa los tipos de deterioro y con ello la corrosión por picaduras o uniforme.

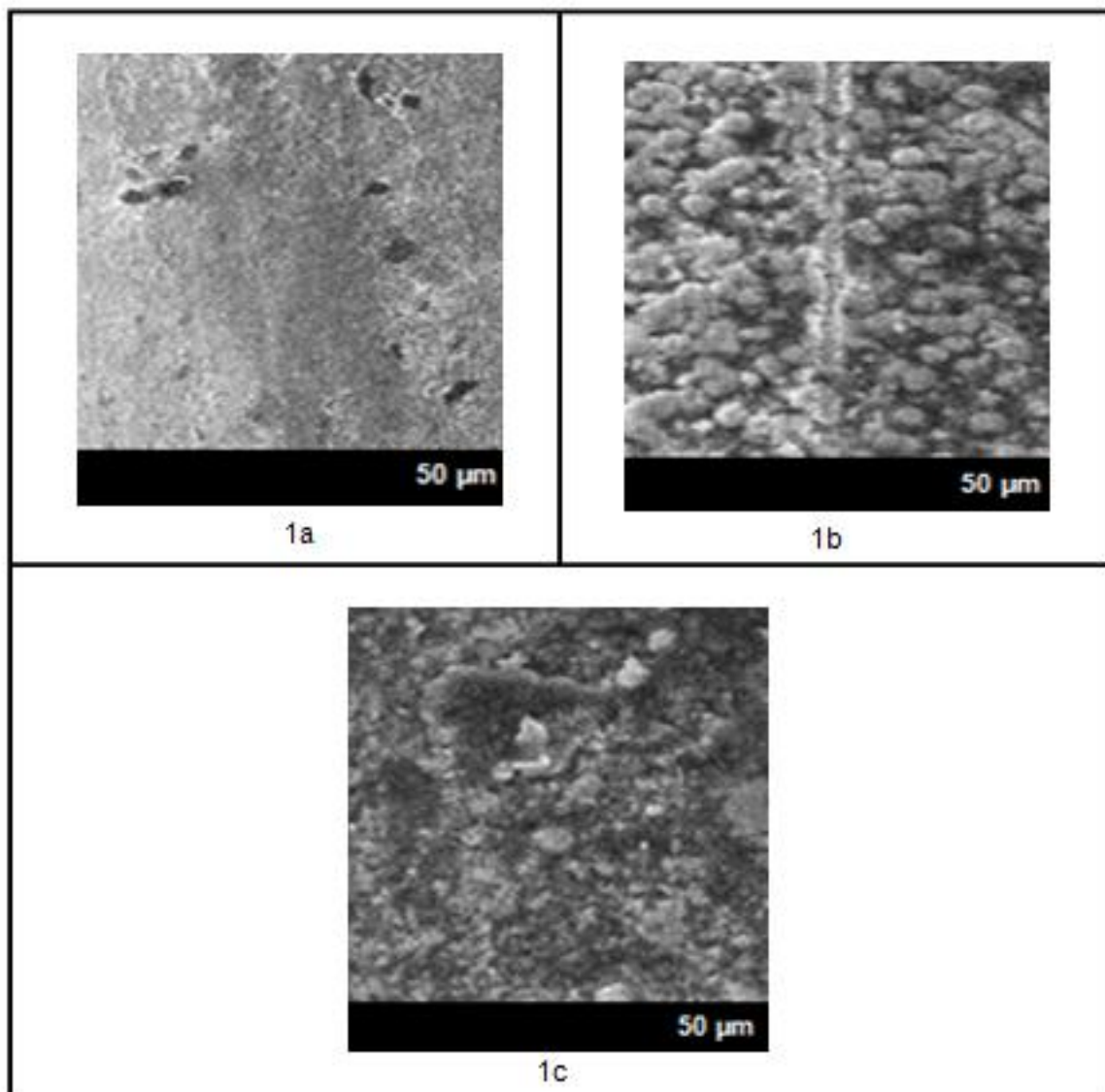


Figura 1. Microanálisis de corrosión en conexiones eléctricas de equipos y maquinas industriales en: (a) Julio de 2013, (b) Octubre de 2013 y (c) Enero del 2014.

En la figura anterior, se observan los microanálisis de dispositivos electrónicos dañados por la corrosión, en los meses de Julio de 2013 (Figura 1a) donde se muestran pequeños puntos negros indicando el inicio de picaduras como productos de corrosión por la generación de ambientes agresivos. La zona un poco oscura es una conexión eléctrica y al ser deteriorada por la corrosión por picaduras, no permiten la conductividad eléctrica, originando el paro de operaciones de los equipos y maquinas industriales. La figura 1b representa una evaluación del mes de Octubre del 2013, con la generación de corrosión uniforme de color oscuro en la mayor parte del metal analizado y puntos claros como productos de corrosión, y observándose una línea de color blanco que es parte de una conexión eléctrica. La figura 1c que representa el mes de Enero del 2014, se observa el tipo de corrosión uniforme, y una sección de una conexión eléctrica en la parte superior con gran deterioro, causando rápidamente una falta de conectividad eléctrica. Las tres microfotografías representan el daño que genera la corrosión atmosférica, que aun con un efecto negativo de bajo nivel, se originan perdidas de material y económicas. Esto mantiene preocupados a especialistas de manufactura, corrosión, materiales y altos directivos. El estudio elaborado por la empresa en conjunto con el Instituto Tecnológico de Mexicali, sigue en proceso, y hasta este periodo, se propuso el uso de tecnologías anticorrosivas, que se están evaluando, para ser adquiridas. En las siguientes etapas de la investigación, se tendrán resultados con la aplicación de la tecnología anticorrosiva.

5. Conclusiones

La falta de control de microclimas en interiores de la industria electrónica de Mexicali, origina el proceso de corrosión, siendo la humedad el factor que tiene un mayor efecto en la generación del fenómeno electroquímico. La información obtenida a partir de los sulfuros se utilizó para clasificar el nivel de agresividad de áreas de manufactura específicas, con las condiciones de la industria electrónica evaluada. En el primer mes del estudio, se observó una VC lenta, y conforme se prosiguió el análisis, la VC se ha incrementado y al continuar, será necesario esperar los resultados, porque la VC podría disminuir o incrementarse a un nivel como ha ocurrido al doble de su inicio. Los resultados con la técnica MBE, representan la reacción química de los agentes atmosféricos que forma películas delgadas sobre la superficie de los metales de conexiones eléctricas analizadas. De acuerdo con el objetivo de esta investigación se puede concluir que sin control del microclima de interiores de la compañía evaluada, y con temperaturas de RH y valores superiores a 75% y 35° C, se promovió la VC muy rápido. Esto generó corrosión por picaduras y corrosión uniforme en los meses analizados de manera rápida, en ésta zona árida como lo es Mexicali. A valores de HR y temperaturas inferiores a 75 % y 25°C, se formó un óxido protector sobre las

superficies de los metales evaluados de conexiones eléctricos . Este estudio es de gran importancia para tener en cuenta estos factores y evitar pérdidas económicas o accidentes.

6. Referencias

- [1] Gustavo Lopez Badilla, Benjamin Valdez Salas, Michael Schorr Wiener and Carlos Raúl Navarro González. (2012). "Microscopy and Spectroscopy Analysis of MEMS Corrosion Used in the Electronics Industry of the Baja California Region, Mexico"; Air Quality; New Perspective; INTECH, ISBN 978-953-51-0674-6, Published: July 26, 2012.
- [2] G. Lopez, A. Vega, D. Millan, J. Gonzalez, and G. Contreras. (2012); "Effect of Corrosion on Control Systems in the Electronics Industry of Mexico", Materials Performance.
- [3] López-Badilla, Gustavo; González-Hernández, Catalina; Valdez-Ceballos, Antonio. (2011). "Análisis de corrosión en MEM de la industria electrónica en ambientes árido y marino del noroeste de México; Revista Científica, Vol. 15, núm. 3, julio-septiembre, pp. 145-150; Instituto Politécnico Nacional, Distrito Federal, México.
- [4] López, B.G., Valdez, S.B., Zlatev, K. R., Flores, P.J., Carrillo, B.M., Schorr, W. M.. (2007). Corrosion of metals at indoor conditions in the electronics manufacturing industry. *Anti-Corrosion Methods and Materials*. Vol.54, Issue 6, pp 354-359.
- [5] L. Veleva, B. Valdez, G. Lopez, L. Vargas and J. Flores., (2008). "Atmospheric corrosion of electro-electronics metals in urban desert simulated indoor environment"; Corrosion Engineering Science and Technology; Vol. 43. No.2. pp 149-155. ISSN 148-422X.
- [6] Moncmanova A. (2007). "Environmental Deterioration of Materials", WITPress Publishing, ISBN 978-1-84564-032-3.
- [7] López Badilla Gustavo. (2008). Tesis. "Caracterización de la corrosión en materiales metálicos de la industria electrónica en Mexicali, B.C."
- [8] López G., Tiznado H., Soto G., De la Cruz W., Valdez B., Schorr M., Zlatev R. (2010). "Corrosión de dispositivos electrónicos por contaminación atmosférica en interiores de plantas de ambientes áridos y marinos; Nova Scientia, No. 5. Vol. 3(1). ISSN 2007-0705.
- [9] López B. G., Valdez S. B., Schorr W. M., Tiznado V. H., Soto H. G. (2010). "Influence of climate factors on copper corrosion in electronic equipments and devices", *Anti-Corrosion Methods and Materials*. Vol. 57. Issue 3. pp 148-152.
- [10] López B. Gustavo, Valdez S. Benjamin, Schorr W. Miguel, Zlatev R., Tiznado V. Hugo, Soto H. Gerardo, De la Cruz W. (2011). "AES in corrosion of electronic devices in arid in marine environments"; , *AntiCorrosion Methods and Materials*.
- [11] Rocak D., Bukat K., Zupan M.,(2005). "The effect of H₂S in the microelectronic devices", *Microelectronics Journal*.
- [12] Samuels G, Young A. (2003) "Corrosion in electronic equipments of industrial plants"; *Corrosion Science*.
- [13] ASTM Standards. (2000). Standards Practice Book.
- [14] [15] ISO 11844 PART 1. (2006). "Corrosion of metals and alloys- Classification of low corrosivity of indoor atmospheres". Determination and estimation attack of indoor corrosivity.

[15] ISO 11844 PART 2. (2005). "Corrosion of metals and alloys- Classification of low corrosivity of indoor atmospheres". Determination and estimation attack in indoor atmospheres.

CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE PST EN LA CIUDAD DE HERMOSILLO, DURANTE EL PERIODO 2009-2011

Ramírez-Leal, R.¹, Cruz-Campas, M. E.¹, Bermúdez-Sierra, A.¹,

¹Ingeniería Ambiental Industrial, Universidad Estatal de Sonora.

Ley Federal del Trabajo s/n Colonia Apolo, Hermosillo, Sonora, México c.p. 83100

Tel y Fax: (662)2-15-85-93, Correo Responsable: ramzl036@yahoo.com.mx

Modalidad: Oral; Área: Aire

Introducción

Tan necesario es un suplemento de aire de calidad, como lo es el agua para los seres humanos (10-20 m³y 1-2 l/día, respectivamente), según la Organización Mundial de la Salud contar con ambos es un derecho humano fundamental (WHO, 2003) bajo este principio se presenta el análisis de la concentración y distribución de las partículas suspendidas totales (PST) a través de las muestras obtenidas de los muestreadores de alto volumen que la ciudad de Hermosillo, Sonora tiene en la parte Noreste, centro, noroeste y sur; en base a los procedimientos establecidos en la norma oficial mexicana NOM-025-SSA1-1993. (DOF 2005), en donde se define a las PST, como las partículas con un diámetro aerodinámico menor a aproximadamente 50 micrómetros medidas con un muestreador de alto volumen.

Objetivo General

Determinar la concentración de PST de las estaciones de monitoreo localizados en el Noreste, Centro, Noroeste y Sur de la ciudad de Hermosillo, Sonora e identificar las áreas con mayor concentración.

Objetivos Particulares

- Determinar la concentración de PST en las zonas de estudio mediante el análisis de las mediciones de partículas que se realizaron del año 2009 al 2011.
- Determinar la zona de la ciudad y estación del año donde se presenta un mayor nivel de partículas suspendidas totales (PST).

Metodología

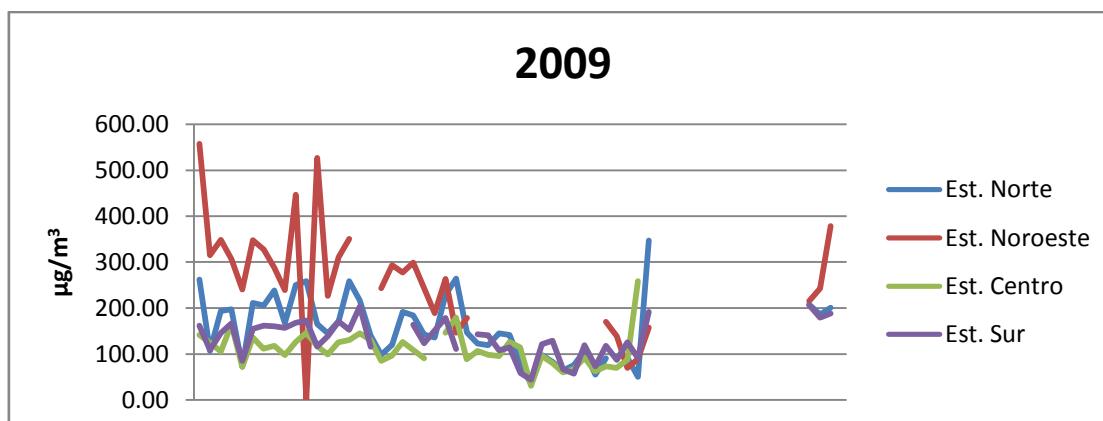
Esta es una investigación descriptiva y cuantitativa tal como lo explica Hernández Sampieri (1997) ya que se miden y evalúan diversos aspectos para así describir lo que se investiga; en base a ello se recopiló información de las estaciones de monitoreo ubicadas en las zonas Noreste, Sur, Centro y Noroeste de la ciudad de Hermosillo.

Las concentraciones se obtuvieron de los filtros de PST del Programa de Evaluación y Mejoramiento de la Calidad del Aire del H. Ayuntamiento de Hermosillo del año 2009 al 2011.

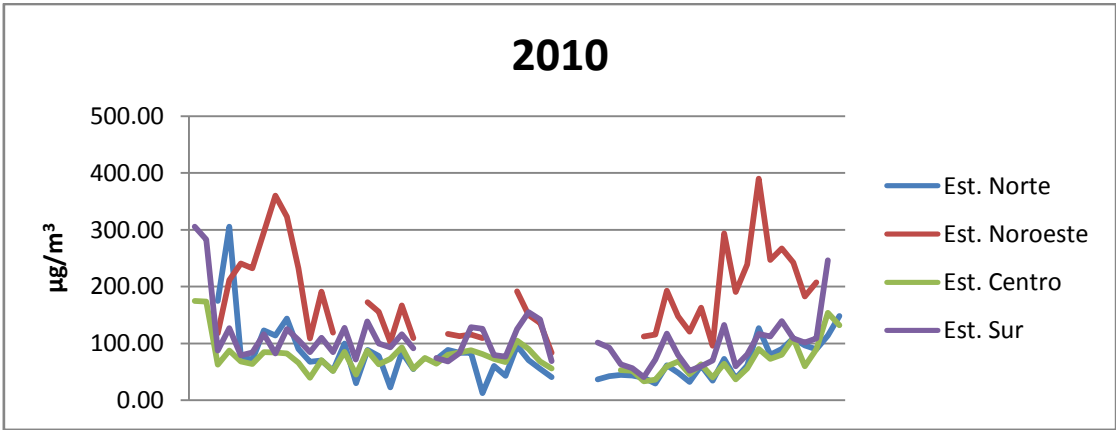
El muestreo obedece a lo establecido en la NOM-035-SEMARNAT-1993. Se colocaron los filtros prepesados para PST en el muestreador de alto volumen durante un período de 24 horas y al término de este muestreo se volvió a pesar el filtro para obtener un peso neto. El muestreo se realizó cada 6 días para brindar un control de calidad que garantice el buen funcionamiento del sistema y la veracidad de los datos.

Resultados y Conclusiones

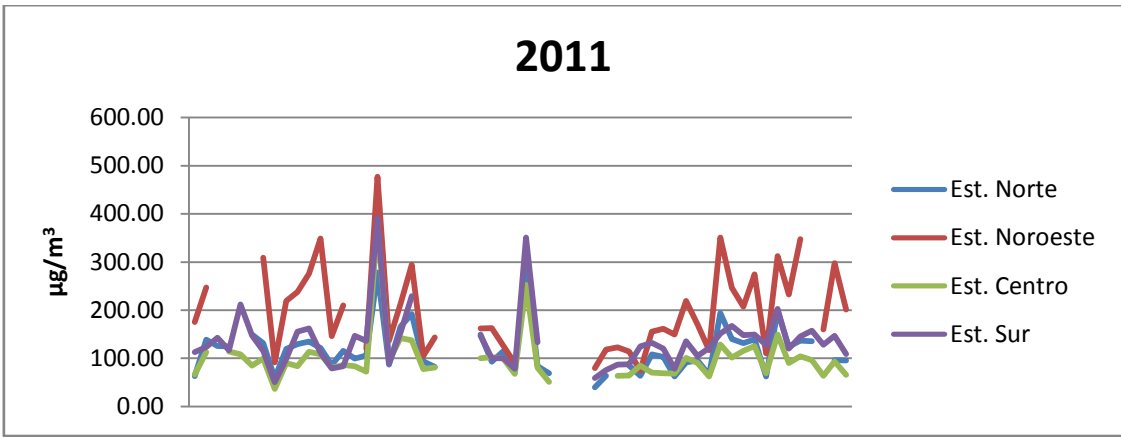
Durante el año 2009 el comportamiento se presento de la siguiente manera:



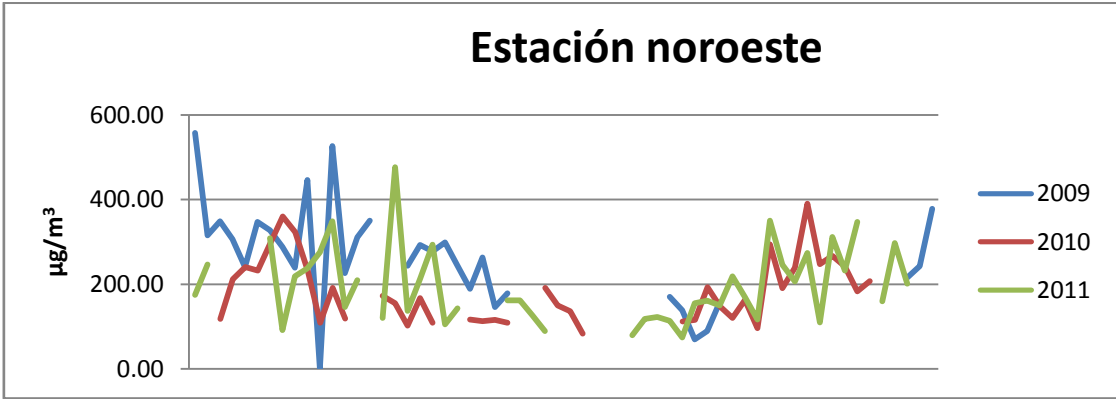
En 2010:

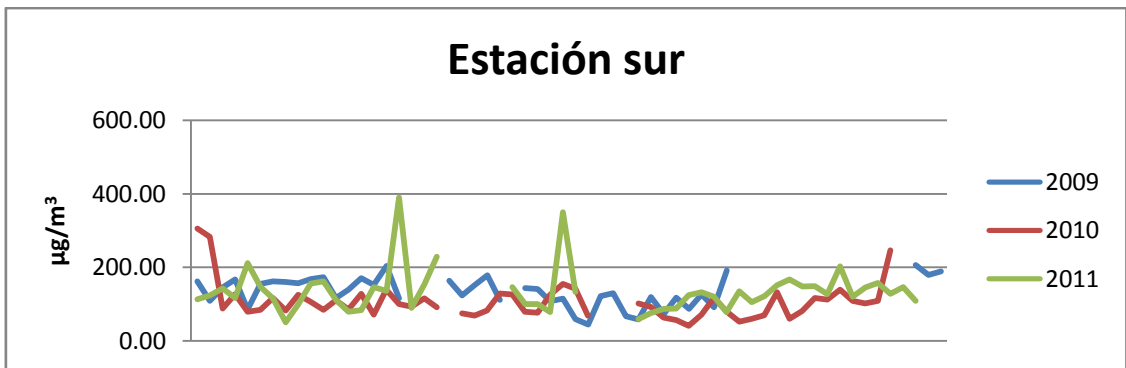
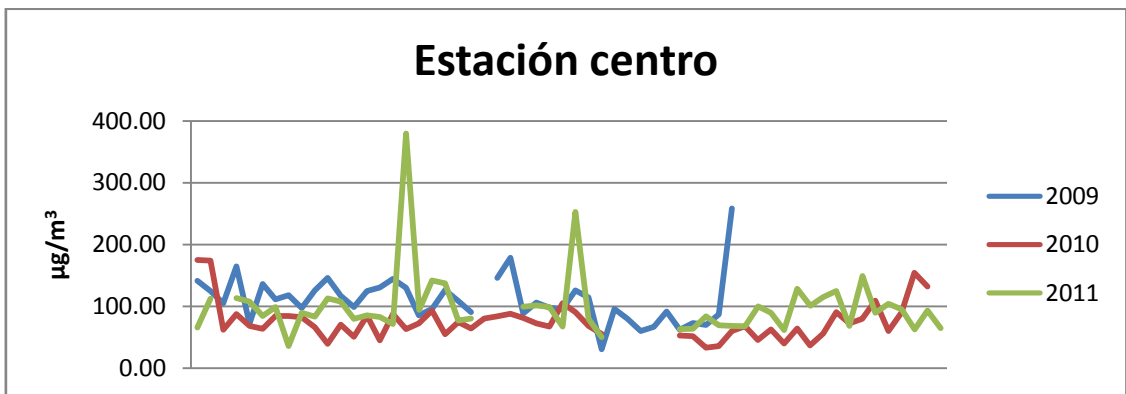
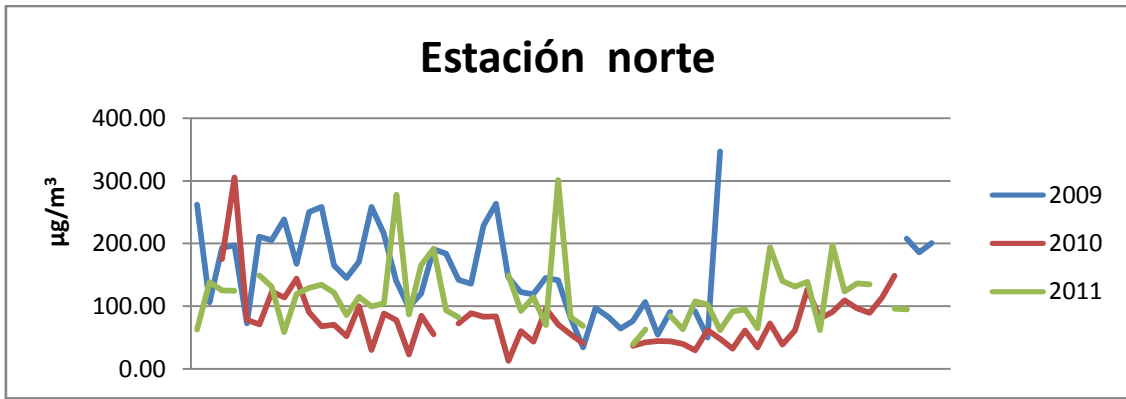


Y en 2011:



En términos de las estaciones de muestreo las partículas se comportaron de la siguiente manera:





El criterio de calidad de aire para PST consiste en los máximos permisibles establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993 (DOF, 2005) indicando que no debe rebasar el límite máximo permisible de $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en 24 horas, para protección a la salud de la población susceptible. Obteniendo como resultado que los días en los que se rebasó el límite, fueron 46 durante los 3 años, distribuidos como se muestra en la **tabla 1**.

	Días muestreados	Días que sobrepasan la norma	Est. Norte	Est. Noroeste	Est. Centro	Est. Sur
2009	160	20	10	22	1	0
2010	201	11	2	15	0	3
2011	196	15	2	17	2	4
Total	_____	78	14	54	3	7
Días muestreados	557	_____	147	121	144	145

Tabla 1. *Días con concentraciones superiores a 210 µg/m³*

Se puede observar que la máxima concentración de PST ocurrió en el mes de enero de 2009 con una concentración de 557.45 µg/m³ en la Estación noroeste y el valor mínimo se presentó en junio de 2010 con 12.31µg/m³.

Por lo que la calidad del aire durante el periodo analizado, se califica como mala, durante las épocas de otoño e invierno, ya que el máximo permisible para 24 horas, fue rebasado durante los tres años evaluados, en las cuatro estaciones de muestreo, en 78 ocasiones de los 557 días muestreados. 54 de estos en la estación noroeste; 22 de ellos ocurrieron en el año 2009, lo que nos indica que esta estación es la que presentamayor frecuencia de días por encima de la norma, sobre todo durante el año 2009, específicamente en el primer trimestre, durante la época invernal, tal situación se explica debido a que en la temporada de otoño e invierno se presentan condiciones meteorológicas, con vientos que presentan velocidades menores a 20 km/h y mayores períodos de estabilidad atmosférica, que en conjunto propician la acumulación, suspensión y resuspensión de las partículas en la atmósfera de la ciudad.(Programa de Desarrollo Urbano,2006)

En cuanto a las concentraciones mínimas, se presentaron durante el año 2010 durante el verano, la mínima presentada fue de 12.31µg/m³en junio de este año, en la estación centro, la cual presenta un promedio anual más bajo que el resto de las estaciones.

REFERENCIAS

DOF (Diario Oficial de la Federación). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. Salud Ambiental. Criterios para evaluar el valor límite permisible para la concentración de material particulado. Valor límite permisible para la

concentración de partículas suspendidas totales PST, partículas menores de 10 micrómetros PM10 y partículas menores de 2.5 micrómetros PM2.5 de la calidad del aire ambiente. Criterios para evaluar la calidad del aire.

EPA. 1998. (Environmental Protection Agency). 1998. Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems. Volume II: Part 1. EPA-454/R-98-004. August 1998.

Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., y Baptista Lucio, P. 1997. Metodología de la Investigación. Estado de México: MCGRAW-HILL.

Programa de Desarrollo Urbano.2006. Hermosillo, Sonora

WHO (World Health Organization), 2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report.

A close-up photograph showing a person's hands holding a small, vibrant green seedling with several leaves. The seedling is positioned above a red shovel that is filled with dark, rich soil. The background is a blurred expanse of similar soil. The overall scene conveys a sense of environmental care and sustainable agriculture.

**GESTIÓN
AMBIENTAL**

PROCESAMIENTO TEXTIL DE LA FIBRA DE PELO DE PERRO FRENCH POODLE AL 100% Y EN MEZCLAS CON FIBRAS NATURALES Y SINTÉTICAS

(Letra Arial Mayúscula Centrado 14 puntos)

Autores: **Miranda L. A.**, **Lizama H. L.**, **Navarrete P. J.**, **Díaz R. H.**

Instituto Tecnológico de Tlalnepantla

Av. Mario Colín esq. Av. Instituto Tecnológico s/no. Col. La Comunidad, Tlalnepantla de Baz.

Estado de México +54 (55)53900310, +54 (55)53900209

adolfomirandalopez@yahoo.com.mx

Modalidad: Oral (X) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (),
Gestión Ambiental (X) y Residuos ()

RESUMEN:

El proyecto consistió en la combinación de fibras de algodón, lana, poliéster, viscosa y acrílico sobre una base de fibra de pelo de perro French Poodle (FPP) al 25%, 50% y 75%, teniendo como punto de partida los resultados de investigaciones anteriores, donde pruebas certificadas por el laboratorio de la Escuela Superior de Ingeniería Textil del Instituto Politécnico Nacional (ESIT-IPN), demostraron la alta resistencia, tenacidad, y el título de esta fibra al 100%

A lo largo del proyecto se cardaron e hilaron mezclas íntimas y muestras al 100% de cada fibra conocidas y de FPP, para lo cual se construyeron herramientas de cardado e hilado, se ensayaron procesos de engomado y teñido buscando disminuir el uso de químicos contaminantes y procesos de calentamiento, encontrando que a mayor porcentaje de FPP en la mezcla, se requiere menor cantidad de agentes engomantes y de tintes y colorantes.

Se obtuvieron 75 muestras de hilo de mezclas al 25%, 50% y 75% y 15 muestras de hilos al 100%, de entre 92 y 98 gramos por la merma en el cardado y con porcentaje de merma en el hilado menor al 1% en todos los casos.

Se obtuvieron pruebas certificadas para el hilo de FPP al 100% y para cada una de las mezclas y los resultados indican que la FPP tiene 4 veces mayor resistencia, 2.03 veces más capacidad de alargamiento y 2.89% más tenacidad que el hilo de lana; las pruebas indican también que el título del hilo aumenta en relación directa con el aumento en el porcentaje de FPP en las mezclas.

INTRODUCCIÓN.

Si resumimos al procesamiento textil, se realiza en tres fases, la preparación, el tejido y el acabado. Según el informe de Greenpeace, "El tratamientos de textiles y sus repercusiones ambientales" (2005), la industria textil es una de las industrias que

consumen mayor cantidad de agua dados los procesos de lavado requeridos en cada una de las diferentes fases del procesamiento, por lo mismo, es una de las industrias que genera mayores cantidades de aguas residuales, altamente contaminantes.

Las fibras textiles naturales crudas ya sean de origen animal o vegetal, necesitan limpiarse antes de procesarse, el proceso lavado de la lana, es el que entre las fibras naturales ocasiona mayor daño ambiental dado el consumo de agua, gasto de energía y generación de grandes cantidades de aguas residuales altamente contaminantes. En el caso del algodón, otra fibra natural, su proceso de lavado es en seco y mucho más limpio, pero los abonos, fertilizantes, pesticidas, fungicidas y sustancias para preservarlo durante su almacenaje y transporte, causan también un severo daño ambiental.

Según (Crespi, 1999), no existe una diferencia significativa entre la composición química de la lana y la del pelo (i.e. camello, llama, alpaca, angora) sin embargo, si existe variación en su estructura física principalmente porque la lana es rizada y el pelo es liso; la lana forma vellones, es decir, pelotas de fibras; el pelo, en cambio, cae suelto.

Según Hollen (1999), en la producción de fibras textiles sintéticas se utilizan materias primas no renovables y diferentes reactivos que también ocasionan daños ambientales en su conjunto aún más graves que los ocasionados por el procesamiento de las fibras naturales ya que las fibras sintéticas son derivadas del petróleo. Los compuestos perfluorados utilizados en el tratamiento de las fibras sintéticas que las hacen repelentes al agua y al aceite, los químicos para pretratamiento y los tintes y colorantes, incluyen una lista de más de 10,000 productos químicos en su mayoría tóxicos que no han sido analizadas respecto a su seguridad e impacto ambiental y otras incluso consideradas como contaminantes orgánicos persistentes (COPs).

La Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura, FAO (por sus siglas en inglés) publicó la encuesta mundial de la industria textil: El año de la fibra 2009/10 (2010), que demuestra que el uso de fibras textiles naturales del año 1950 al año 2009, creció en 341.73% pasando en 7'723,000 a 26'392,000 toneladas anuales, mientras el uso de fibras sintéticas creció en un 2,625.46% pasando de tan solo 1,681,000 toneladas anuales en 1950 a 44'134,000 toneladas anuales en el 2009.

El contraste entre el crecimiento del uso de fibras sintéticas y el crecimiento en el uso de las fibras naturales se explica básicamente porque las sintéticas tienen un costo de producción menor y son fibras continuas, y, porque las fibras naturales además, son estacionales (i.e cosecha de algodón).

Al utilizar FPP, que es un desperdicio de estéticas caninas, se tiene una materia prima, a la fecha gratuita, que, al igual que la lana y el algodón, es una fibra discontinua, sin embargo no es estacional.

Para el desarrollo del proyecto que se presenta, se tienen como punto de partida el estudio documental y de campo sobre el daño ambiental ocasionado por el

procesamiento de la lana, y los resultados de la investigación “*Procesamiento de la fibra de pelo de perro French Poodle para favorecer el desarrollo sustentable*” donde se demostró la factibilidad de procesar la FPP como fibra textil a fin de favorecer el desarrollo sustentable al aprovechar un desperdicio de las estéticas caninas, ahorrar hasta un 400% de agua, hasta 250% menos detergente y, evitar la generación de aguas residuales.

El objetivo del proyecto que se presenta fue aprovechar el vellón del perro French Poodle, para su procesamiento en la fabricación de hilo en combinación con fibras naturales y sintéticas, para obtener nuevas mezclas de fibras textiles, amigables con el medio ambiente, que superen las características de durabilidad, resistencia, contracción después de lavado, estabilidad de la forma de las mezclas que tienen como base la lana.

El procedimiento seguido inició seleccionando las fibras naturales y sintéticas para la mezclas con base en estudios documentales, seguido de la construcción de herramientas de cardado y la experimentación para contrastar hilos elaborados en mezclas íntimas de fibras naturales y sintéticas al 75%, 50% y 25% sobre una base FPP, sobre una base de lana y de fibras naturales y sintéticas al 100%.

Los materiales utilizados, fueron equipo de laboratorio de química y consumibles, FPP, fibras de lana, algodón, acrílico, poliéster y viscosa, detergentes, agentes engomantes, tintes y colorantes.

El resultado más importante obtenido durante la investigación es la comprobación de la hipótesis “Es factible la combinación de fibras textiles naturales y sintéticas sobre una base de fibra de pelo de perro French Poodle, evitando el uso de contaminantes orgánicos persistentes, (COPs) minimizando la generación de aguas residuales y obteniendo nuevas mezclas que igualen o superen las características de las mezclas sobre una base de lana, que tengan alto valor comercial con un costo de producción menor”.

Se experimentó en pruebas por triplicado, documentado en una bitácora científica cada experimento que presenta objetivo general y específicos, materiales, instrumentos, introducción, procedimientos y resultados. Los procedimientos y resultados se acompañan de fotografías, gráficas, muestras textiles y cd’s de video.

Dentro de los resultados, se tienen las pruebas llevadas a cabo por laboratorio textil de la Escuela Superior de Ingeniería Textil del Instituto Politécnico Nacional (ESIT-IPN), que avalan que la tenacidad del hilo hecho con mezclas íntimas fibras naturales y sintéticas al 75%, 50% y 25% sobre una base de fibra de pelo de perro French Poodle aumenta de manera proporcional con el aumento del porcentaje de pelo de perro French Poodle en la mezcla.

Se concluye que, al procesar la FPP en forma textil al 100% y en mezclas íntimas con fibras naturales y sintéticas sobre una base de FPP, se puede contribuir al desarrollo sustentable ya que, se aprovecha un desperdicio de las estéticas caninas (que de otro

modo estaría en basureros), se utilizan detergentes biodegradables sin ningún químico adicional, y se tiene un ahorro de hasta 400% en agua, y un ahorro considerable en el uso de agentes engomantes y colorantes.

OBJETIVOS.

El objetivo general del proyecto fue aprovechar el vellón del perro French Poodle, para su procesamiento en la fabricación de hilo en combinación con fibras naturales y sintéticas, para obtener nuevas mezclas de fibras textiles, amigables con el medio ambiente, que superen las características de durabilidad, resistencia, contracción después de lavado, estabilidad de la forma de las mezclas que tienen como base la lana.

METODOLOGÍA.

Se inició estandarizando los procesos de lavado, cardado e hilado de la FPP, contrastando resultados con los mismos procesos de la fibra de lana siguiendo los procesos artesanales ancestrales del procesamiento de la lana, ensayando en la comunidad de Guadalupe Yancuitalpan, Estado de México

Se analizaron y contrastaron la morfología y propiedades de las fibras naturales y sintéticas más utilizadas en nuestro país (i.e. algodón, yute, seda, lino, henequén, rayón, nailon, perlón), para seleccionar cuando menos dos fibras naturales y dos sintéticas para llevar a cabo las mezclas con FPP. Con base en los resultados de este análisis se seleccionaron las fibras naturales de lana y algodón y las sintéticas de acrílico, poliéster y viscosa.

Se pesaron e hicieron manualmente mezclas íntimas de 100gr cada fibra natural y sintética seleccionada al 75%, 50%, 25% sobre una base de FPP y sobre una base de lana y se pesaron muestras al 100% de cada una de las fibras.

Se diseñaron y construyeron cardas manuales de paleta y una cardadora de tambor. Con estas herramientas se cardó cada mezcla de fibra natural y sintética al 75%, 50%, 25% sobre una base de FPP, las mezclas en los mismos porcentajes sobre una base de lana y al 100% cada fibra pura, registrando la merma (Ver figuras 1, 2, 3 y 4)



Fig. 1. Cardas de paleta
Fotografías: Laura Lizama



Fig. 2 Cardadora de tambor



Fig. 3 Cardadora de tambor



Fig. 4 Cardado

Se hiló cada mezcla íntima de fibra natural y sintética al 75%, 50% y 25% con la FPP, sobre una base de lana y las fibras puras con una rueca de pedal.

Se ensayaron en el laboratorio de la ESIT-IPN procesos de engomado por triplicado con alcohol polivinílico de acuerdo con las especificaciones de engomado estandarizadas para cada hilo de fibra pura en éstas y los hilos de mezclas al 75%, 50% y 25% de las fibras naturales y sintéticas sobre una base de pelo de perro French Poodle (ver figuras 5, 6, 7 y 8).



Fig. 5. Preparación
Fotografías: Adolfo Miranda



Fig. 6 Engomado



Fig. 7 Exprimidora de fibras



Fig. 8 Mufla de secado

Las primeras pruebas de teñido se realizaron también en la ESIT-IPN. Se inició con una prueba de PH de las madejas hiladas de FPP al 100%, y de madejas hiladas de lana al 100%, determinando que ambas tienen un PH de 8, lo que permitió inferir que las madejas de FPP al 100% y sus mezclas, se podían teñir siguiendo los mismos procesos de teñido utilizados para esa fibra y sus mezclas.

Se solicitaron al laboratorio de pruebas textiles de la ESIT-IPN pruebas de resistencia a la rotura del hilo NMX-A-069-INNTEX-2008(A), título de hilo individual y torsiones en cada tipo de mezcla.



Fig. 4 Proceso de teñido del pelo
Fotografías: Alumna Claudia Mónica Vélez Nieves

RESULTADOS.

En las pruebas estandarización del proceso de lavado de la FPP cruda, se tiene como resultados que existe un ahorro de hasta 400% de agua con respecto a la fase de lavado de la lana y que se tiene una merma 700% menor a la merma de la lana en el mismo proceso, las fibras utilizadas para las mezcla no requieren de evaluación del proceso de lavado.

Las visitas de campo a la comunidad lanera de Guadalupe Yancuitalpan, Estado de México, permitieron observar el procesamiento artesanal de la lana, y hacer pruebas empíricas cualitativas lavando, secando, cardando e hilando ambas fibras al 100% con los mismos materiales e instrumentos artesanales, que fueron tomados como base para la fabricación de los instrumentos utilizados para el desarrollo del proyecto (i.e. Cardas de paleta, cardadora de tambor, rueca)

En las pruebas de cardado, se tiene una merma del 5% del peso de la FPP al 100%, mientras que al cardar la lana al 100% no hay merma, la merma es proporcional en el cardado de las mezclas de PPF; se determinó, adicionalmente que para el proceso de cardado de la FPP, se requiere de un proceso de lavado sin tallar para evitar que las fibras se enreden y se vuelvan desperdicio imposible de cardar, a diferencia de la lana que se talla sin enredarse.

En las pruebas de hilado llevadas a cabo con una rueca manual se tiene ninguna de las dos fibras al 100% ni en sus mezclas presentan merma, y que, el hilado de la FPP y sus mezclas se facilita cambiando la aguja afilada de las ruecas convencionales con una punta de rosca tipo tornillo.

En las pruebas de engomado se determinó que el porcentaje de engomante se debe disminuir hasta en un 50% en mezclas al 75% y 50% sobre una base de fibra de pelo de perro French Poodle en contraste con el mismo agente utilizado para engomar fibras de lana y sus mezclas ya que el exceso de agente engomante hace los hilos demasiado rígidos para los procesos de tejido.

Las pruebas de teñido, llevadas a cabo en el laboratorio de la ESIT-IPN, se comprobó que el hilo de FPP al 100%, se pueden teñir con los mismos procesos, colorantes y ácidos que el hilo de lana al 100%, y se estandarizó un proceso con 47% menos cantidad de colorantes.

Se determinó el tipo y cantidad de tinte y/o colorante para cada tipo de mezcla de fibras con base en las especificaciones técnicas de cada fibra y las determinadas de la FPP.

La viabilidad financiera, se encuentra avalada considerando que, utilizando los mismos procesos e instrumentos utilizados en el procesamiento textil de la lana, los costos son menores, ya que, la materia prima constituye un desperdicio que se obtiene de manera gratuita, cuya merma es menor al 20% a lo largo de todo el proceso, en contraste con la merma de hasta el 70% al procesar la lana, porque en los gastos indirectos de fabricación hay un consumo de 400% menor de agua al procesar la FPP que al procesar la lana.

En evaluación socio-económica del procesamiento de la FPP, permite afirmar que éste es viable al no tener ningún impacto negativo ni a la sociedad, ni a la economía, sino que, por el contrario, tiene un impacto positivo en las áreas de generación de empleo, disminución de riesgos en la salud, disminución de contaminación por el procesamiento de la lana.

La viabilidad ambiental del procesamiento de la fibra de la FPP, queda avalada con los estudios de ahorro del 400% de agua en el proceso de lavado en comparación con el proceso de lavado de la lana, con los estudios de determinación de tipo y cantidad de detergente habiéndose seleccionado un detergente sin fosfatos y utilizando solo 5gr. por kilo de pelo lavado.

DISCUSIÓN.

De acuerdo con la FAO, existen 15 fibras textiles naturales de origen animal y vegetal entre las que no se cuenta la FPP, los resultados en cada una de las fases del procesamiento de esta fibra tanto al 100% como en sus mezclas con fibras naturales y sintéticas demuestran que puede ser considerada como una nueva fibra textil.

Al inicio del estudio se esperaba demostrar la factibilidad de procesar la FPP de manera textil partiendo de estudios preliminares que demostraron la similitud de propiedades y características físico-químicas de ambas fibras; se esperaba lograr un ahorro en agua y evitar el uso de agentes químicos contaminantes, principalmente el al fase de lavado considerando la diferencia en los componentes de la suciedad de la fibra de lana en contraste con los de la FPP; sin embargo, no se esperaba que la FPP superara las características de la fibra de lana tal como quedó demostrado en las pruebas certificadas solicitadas al laboratorio textil de la ESIT-IPN.

De acuerdo con estas pruebas, el hilo de FPP al 100% tiene 4 veces mayor resistencia, duplica la capacidad de alargamiento y casi el triple de tenacidad que el hilo de lana.

Todos los ensayos de cardado e hilado se llevaron a cabo con el mismo proceso y herramientas artesanales utilizadas para el procesamiento artesanal de la lana; aún no se llevan a cabo pruebas de procesamiento industrial de la FPP.

La cantidad promedio de lana limpia que se obtiene de una oveja anualmente, se obtiene de FPP como desperdicio de 3 estéticas caninas recolectados en una semana, especialmente considerando que la lana merma (en función de la raza de la oveja) hasta un 70% en el proceso de lavado y que las ovejas son esquiladas una o dos veces al año.

Se esperaba poder estandarizar procesos de engomado y teñido que ocasionaran el menor impacto ambiental negativo posible sustituyendo productos químicos por naturales que también pueden ser empleados en estos procesos para engomar y teñir lana, sin embargo no se esperaba, que al ensayar el engomado y teñido de la FPP se lograra también un ahorro en el uso de los agentes engomantes y colorantes.

No se encontraron estudios previos sobre el procesamiento de la FPP como fibra textil, y todos los comparativos se llevaron a cabo con base en fichas técnicas, visitas de campo y experimentación del procesamiento de la lana de oveja.

A la fecha, se han elaborado prendas de vestir tejidas de forma manual y un tapete tejido en telar semi automático y mismas que han sido probadas sin causar alergias, sin embargo no se cuenta con pruebas que certifiquen que la FPP, no las causa. E sabe que las prendas de lana pueden causar reacciones alérgicas producidas por los químicos contenidos en la fibra, pero generalmente se debe a la reacción de los puntos sensoriales de la piel ante la textura de la fibra.

CONCLUSIONES.

Al terminar la investigación “Procesamiento de la fibra de pelo de French Poodle para favorecer el desarrollo sustentable” podemos concluir que, efectivamente se puede contribuir al desarrollo sustentable ya que, se aprovecha un desperdicio de las estéticas caninas (que de otro modo estaría en basureros), se ahorra 400% de agua en contraste con el procesamiento de la lana, se utilizan detergentes biodegradables sin ningún químico adicional, y se trabaja con procesos y herramientas que no requieren de combustibles ni de energía eléctrica.

Las pruebas desarrolladas permiten avalar fase por fase la factibilidad técnica para el desarrollo del proyecto, la minimización de costo de la materia prima, la merma mínima, el ahorro de hasta 400% en agua, y de detergentes permiten avalan la viabilidad financiera; la generación de empleos y el impacto positivo a la sociedad minimizar los efectos contaminantes en el proceso, avalan la viabilidad socioeconómica; y, la viabilidad ambiental está plenamente probada ya que precisamente fue el objetivo primordial.

Se trabaja con los ensayos para la elaboración de telas no tejidas o fieltros elaboradas de FPP; en la actualidad, la única fibra textil al 100% apta para el proceso de enfieltado es la lana, misma que se requiere en un mínimo de 30% para elaborar telas no tejidas en mezcla con otras fibras.

REFERENCIAS.

[1] Walters, A., Santillo, D. & Johnston, P. (2005) *El tratamiento de textiles y sus repercusiones ambientales* Greenpeace [Internet], Greenpeace Home Page, Laboratorio de Investigación de Greenpeace, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Exeter, Exeter EX4 4P. Disponible desde: <http://www.greenpeace.org/raw/content/espana/reports/el-tratamiento-de-textiles-y-s.pdf> [Acceso diciembre 2008]

[2] Crespi, M. (1994) *Procesos productivos en la industria textil*. Revista de Química Textil, No. 117. Abril-Junio, p.56-63.

[3] Hollen, N. (1999) *Introducción a los Textiles*. México, Limusa.

BIBLIOGRAFÍA.

Armella de Aspe, V. (1983) *La lana*. México, Patria.

Bailey, R. (2001) *La Población Humana. Reporte Tierra. La Herencia para el siglo XXI*. México, Mc Graw-Hill.

Camposeco J. (2004) *La artesanía de la lana en Momostenango*. Guatemala, Colecciones MAPFRE.

Hollen, N. (1999) *Introducción a los Textiles*. México, Limusa.

Jevring, C. y C. Jevring-Back (2002) *Cuidados salud y bienestar de perros y gatos*. España, Elsevier editores.

CONSIDERACIONES PARA LA GESTION DEL DESARROLLO RURAL SUSTENTABLE

Ramírez G., A.G¹

¹Universidad Autónoma Chapingo.
Colima 163 norte, Ciudad Obregón, Sonora, México.

Teléfono: 6444137171.

Correo: gramirezg@taurus.chapingo.mx

1. Introducción

Álamos es un municipio del Estado de Sonora que ejerce una fuerte presión sobre los recursos naturales con los que cuenta, carece de oferta de empleos bien remunerados, tiene un grado de accesibilidad muy bajo, entre otros muchos aspectos, lo que lo convierte en uno de los municipios de mayor marginación y rezago en el estado, en contraste, la riqueza biológica que posee lo ubica como uno de los más importantes del país.

De esta manera se consideró la necesidad de contar con un instrumento que permitiera planear de manera ordenada y sustentable su crecimiento y desarrollo futuro; para ello fue necesario contemplar variables como tiempo, recursos y necesidades de los habitantes del municipio, así como el contexto en el que se desarrolló el programa. Sus alcances se plantearon desde el punto de vista técnico, reforzado con la participación de diferentes actores sociales del municipio para elaborar una propuesta objetiva y factible, apegada a las características ecológicas, sociales y culturales con el objetivo de definir las políticas ambientales que sirvan como marco normativo para la realización de las diferentes actividades productivas, además de ser un instrumento de gestión que permitan elevar el nivel y calidad de vida de sus habitantes con el menor deterioro de sus recursos naturales.

De acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente el POET se define como “El instrumento de política ambiental cuyo objeto es regular o inducir el uso del suelo y las actividades productivas, con el fin de lograr la protección del medio ambiente, la preservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, a partir del análisis de las tendencias de deterioro y las potencialidades de aprovechamiento de los mismos”.

2. Objetivos

El objetivo general y particulares se presentan a continuación.

Objetivo General

- Mejorar la calidad y nivel de vida de las comunidades localizadas en el municipio de Álamos, a través de la participación, la conciliación de intereses de los actores locales; así como de estudios técnicos que respalden la toma de decisiones para la gestión del desarrollo rural sustentable.

Objetivos Específicos

- Elaborar un programa de ordenamiento ecológico del territorio.
- Establecer un modelo que permita establecer una línea base para que en futuras evaluaciones se pueda determinar qué tanto se ha logrado avanzar en los objetivos planteados.
- Identificar factores que contribuyen a la gestión del desarrollo rural sustentable.

- Contribuir al desarrollo sustentable a través de la identificación de iniciativas locales, susceptibles de convertirse en proyectos detonadores (productivos, ecotecnias, seguridad alimentaria y/o obras de conservación de suelo y agua).

3. Materiales y métodos

Para llevar a cabo el POET se consideró los términos de referencia establecidos por la SEDESOL (2005), al Manual de Ordenamiento Ecológico del Territorio (SEDUE, 1988), a la Guía metodológica para el programa estatal de ordenamiento territorial (SEMARNAT–SEDESOL–CONAPO–INEGI. 2000) y al Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente en materia de Ordenamiento Ecológico.

La fase de caracterización, se realizó a través de un inventario de recursos, da respuesta a las preguntas: *¿qué se tiene?*, *¿cuánto se tiene?* y *¿dónde está?*. Lo que permitió identificar, por un lado, la disponibilidad de los recursos en el municipio y por otro, sus formas de uso y manejo. También permitió determinar la demanda o presión que ejercen las actividades humanas sobre los recursos naturales.

Para el diagnóstico, se hizo una valoración cuantitativa y cualitativa de los recursos naturales, de la población y de las actividades productivas. Respondió a la pregunta: *¿cómo está?* averiguando las posibles causas, con lo que se determinó la estabilidad o inestabilidad de una área específica, es decir, la factibilidad de un desarrollo sustentable o el equilibrio entre el estado natural y la presión social y productiva.

La etapa de propuesta constituyó la etapa medular del proyecto, ya que es donde se determinó la estrategia general del ordenamiento a través de un modelo; se identificaron áreas con características comunes lo que conforma las Unidades de Gestión Territorial (UGT), con base a ello se definieron las políticas ambientales a impulsar en cada una de ellas. Se fundamentó en el modelo comunitario de desarrollo sustentable, la evaluación rural participativa y el ordenamiento ecológico territorial.

En el marco de los postulados conceptuales y metodológicos del desarrollo sustentable y la planificación territorial se formuló una propuesta donde se vincula el manejo de los recursos naturales, las actividades productivas, las características socioculturales, las recomendaciones técnicas y las necesidades sentidas de la población.

4. Resultados

4.1. Modelo de gestión para el desarrollo sustentable

El modelo que se propone pretende activar la participación ciudadana, de tal forma que a través de la evaluación rural participativa y el ordenamiento ecológico del territorio se generen las líneas de acción expresadas por la misma población, las cuales se traducirán en proyectos detonadores.

La propuesta del modelo de gestión para el desarrollo sustentable está compuesta por cinco elementos: **1. Visión**, se refiere a la meta final a la cual se desea llegar, se trata de dar respuesta a las siguientes preguntas *¿por qué?*, *¿para qué?*, *¿para quién?*, *¿qué?*; **2. Estratégicos y tácticos**, se hace referencia al cómo estratégico, es decir la manera en que se alcanzará el elemento de visión; **3. Organización**, se refiere al cómo organizativo, tratando de definir quién o quiénes son los actores involucrados en la puesta en marcha del modelo; **4. Ejecución**, trata de responder al cómo ejecutivo, especificando los proyectos, acciones y actividades propuestos según las unidades de gestión ambiental y las políticas ambientales resultado del ordenamiento ecológico del

territorio; **5. Evaluación**, se trata de llevarla a cabo desde tres perspectivas relación beneficio-costos, satisfacción del cliente y evaluación de impactos, la relevancia, utilidad y pertinencia de los proyectos, finalmente la retroalimentación cumple la función de estar continuamente detectando los avances y retrocesos del proceso y donde deben estar participando los diferentes actores ya que de esto depende el buen funcionamiento de modelo, Figura 1.

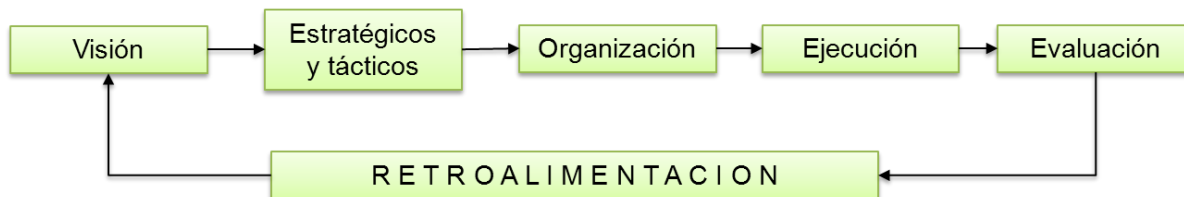


Figura 1. Propuesta del modelo de gestión para el desarrollo sustentable.

Fuente: Elaboración propia.

Elementos de visión

Los elementos de visión lo conforman el marco teórico-metodológico, problema a abordar, el marco jurídico e institucional y las primeras dos fases del ordenamiento ecológico del territorio: caracterización y diagnóstico, Figura 2.

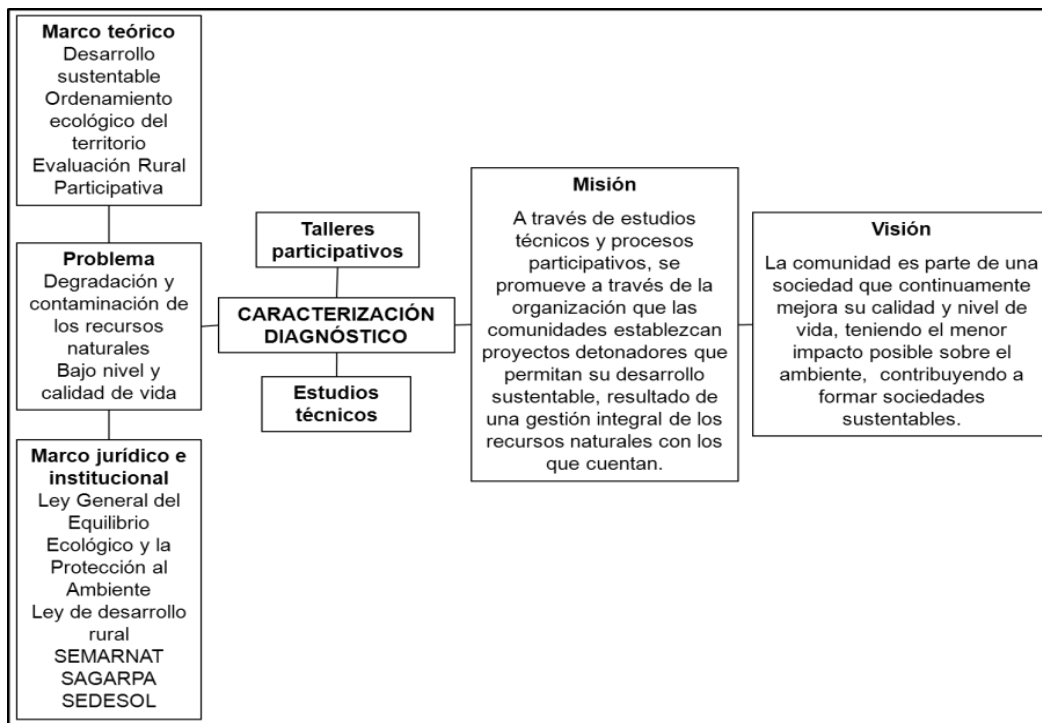


Figura 2. Elementos de visión.

Fuente: Elaboración propia.

Elementos estratégicos y tácticos

A través de los elementos estratégicos y tácticos se logrará cumplir la visión propuesta, se consideran las unidades de gestión territorial (UGT), las políticas ambientales, el Consejo Ciudadano y el Centro de Capacitación para el Desarrollo Municipal Sustentable, Figura 3.

El Consejo Ciudadano y el Centro de Capacitación para el Desarrollo Municipal Sustentable, es el espacio donde se discuten las posibles alternativas, debe ser plural, democrático, autónomo y autofinanciable. Es también donde se imparten los talleres teórico-prácticos y cursos de capacitación.

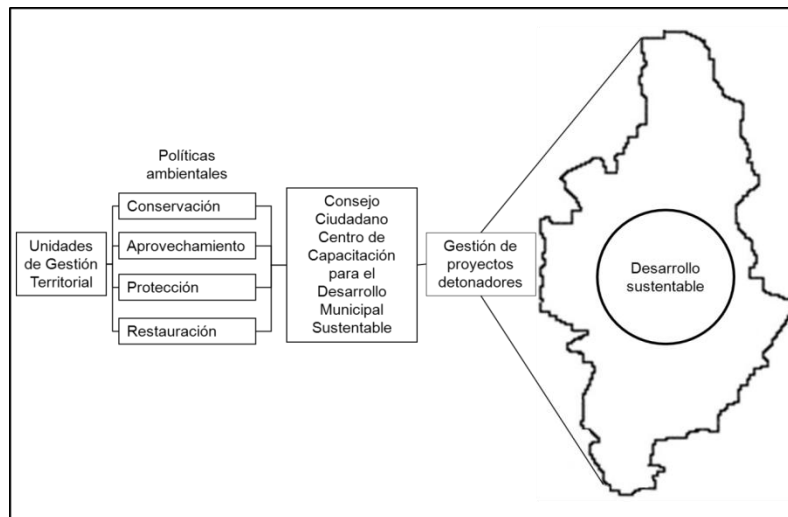


Figura 3. Unidades de gestión territorial (UGT).
Fuente: Elaboración propia.

Elementos de organización

Los elementos de organización son las instancias encargadas del buen funcionamiento del OET y que deben de estar presentes en la toma de decisiones las cuales deben ser consensuadas entre ellas y la población en general del municipio, Figura 4.

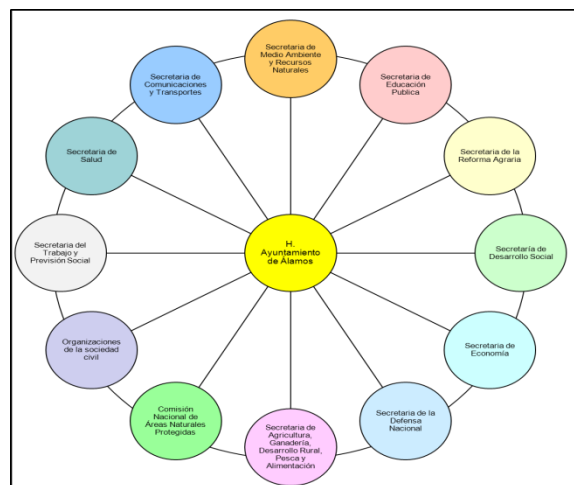


Figura 4. Elementos de organización del H. Ayuntamiento de Álamos.
Fuente: Elaboración propia.

Elementos de ejecución

Los elementos de ejecución se refieren a la implementación de alternativas en una escala a nivel comunidad, a continuación se describen cada una de las fases propuestas.

Detección de la problemática, iniciativas y demandas locales

Esta fase inicia con el diagnóstico social, ambiental y productivo de la comunidad a través de la evaluación rural participativa con el fin de identificar problemáticas, iniciativas y demandas de la comunidad. Esta fase es fundamental porque también es donde se establece el primer contacto con la población, autoridades, organizaciones e instancias municipales que tiene proyectos en la comunidad. Esta fase finaliza con la priorización de la problemática, donde se consideran los siguientes factores:

- La extensión o cuantía de las personas afecta dicho problema: Este criterio supone una identificación de la magnitud de la población perjudicada por un determinado problema. Este criterio debe permitir determinar cuál es el impacto de los problemas fundamentalmente en aquellos sectores de la comunidad más vulnerables y socialmente excluidos, a fin de que la priorización de las carencias se corresponda con una práctica solidaria de apoyo inmediato a los más necesitados
- Capacidad de resolución por parte de la comunidad: Partiendo de la base de que no todos los problemas comunitarios deben necesariamente ser resueltos por el gobierno local, regional o nacional, porque existen diversas carencias que afectan significativamente a la comunidad y que pueden ser solventadas por la acción organizada de los pobladores, es importante colocar como prioritarios justamente aquellos problemas que puedan ser solucionados con las propias fuerzas de la comunidad.
- Gravedad e intensidad de la problemática: Esto se refiere a que las problemáticas se pueden diferenciar como urgentes, prioritarias o cotidianas. Dependiendo de su categoría se buscará la solución a la misma en el momento más oportuno de aplicación del modelo.

Líneas de Acción

Las líneas de acción propuestas son medio ambiente, desarrollo social desarrollo económico y organización, estas se definieron en función de las dimensiones que se abordan en el programa de ordenamiento ecológico del territorio. Para implementar las líneas de acción, es necesario que se obtengan ciertas capacidades en la comunidad, que garanticen no solamente la planeación y ejecución de proyectos durante el proceso de facilitación, sino que genere la habilidad para que puedan continuar gestionando a futuro sus propias acciones de mejora.

Propuesta de Alternativas

En esta etapa se desarrollan las alternativas las cuales se agrupan en cuatro categorías:

- 1) Obras de conservación de Agua y Suelo: Son proyectos donde se construye una infraestructura, con el fin de proteger, restaurar y conservar suelo, ecosistemas naturales, capturar y producir agua principalmente. En este tipo de proyectos busca beneficios ecológicos y sociales no tanto monetarios.
- 2) Proyectos de Seguridad Alimentaria: Se dice que “existe seguridad alimentaria cuando todas las personas tienen, en todo momento, acceso físico y económico a suficientes alimentos inocuos y nutritivos para satisfacer sus necesidades

alimenticias y sus preferencias en cuanto a los alimentos, a fin de llevar una vida activa y sana” (Plan de Acción de la Cumbre Mundial de Alimentación, 1996).

- 3) Ecotecnias: Son sistemas amigables con el medio ambiente que permite hacer un mejor uso de los recursos naturales: agua, tierra y energía solar.
- 4) Proyectos de activación productiva: Estos se entienden como el conjunto de actividades planeadas, encaminadas a desarrollar una actividad económica que genere beneficios económicos, de tal forma que justifique el uso de recursos financieros, siempre y cuando manejen de manera responsable y eficiente los recursos naturales disponibles.

Se busca que la propuesta de proyectos esté acorde a los siguientes ejes:

- Fortalecer el tejido social para consolidar el capital social de las familias y sus comunidades.
- Fomentar la igualdad de oportunidades entre hombres y mujeres a través de potenciar sus capacidades básicas de una manera libre, plena y equitativa.
- Generar procesos de articulación productiva, que permitan potenciar la generación de empleos e inversión, aprovechando las vocaciones económicas de la región y las alianzas estratégicas.
- Incorporar criterios de sustentabilidad en la política social, que busquen la preservación del patrimonio natural de las familias y sus comunidades.
- Impulsar un diálogo respetuoso e incluyente con todas las fuerzas políticas y sociales, con pleno respeto a la pluralidad y a la diferencia de ideas, sustentado en la legalidad, tolerancia y la construcción de consensos.

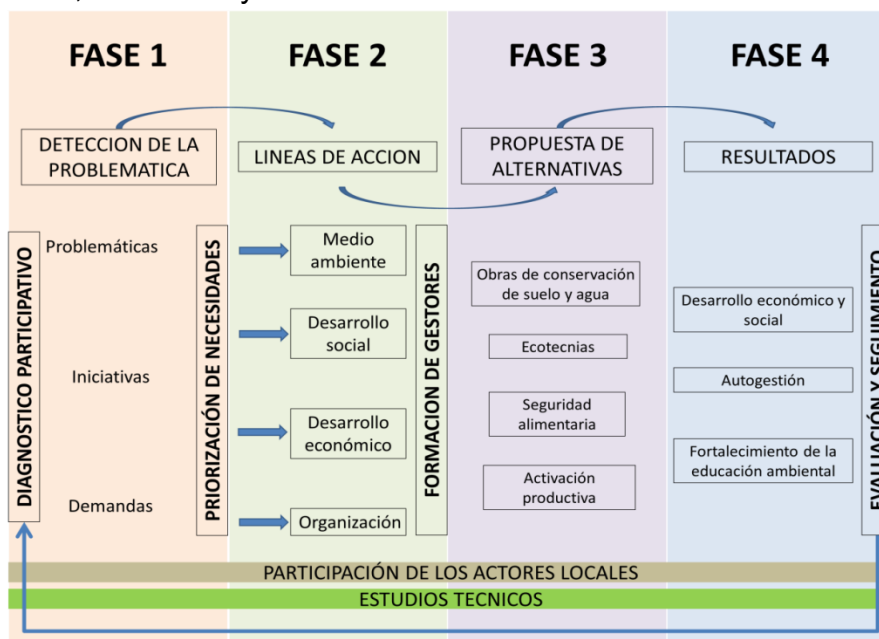


Figura 5. Modelo a ser aplicado en el desarrollo local, bajo un enfoque sustentable.

Fuente: Elaboración propia.

En conjunto las cuatro categorías de proyectos: Seguridad alimentaria, eco tecnologías, obras de conservación de suelo y agua y activación productiva, en la medida adecuada para cada comunidad, permitirá detonar el desarrollo de cada comunidad donde se implemente el modelo, Figura 5.

4.2. Elementos de evaluación

La evaluación del proceso pretende mejorar aquellos puntos débiles, aprovechar oportunidades, mantener las fortalezas y prepararse para la amenazas. A continuación se presentan los indicadores propuestos para el seguimiento y evaluación de las alternativas propuestas en la fase tres del modelo.

Para construir el sistema de indicadores, se abordaron cinco fases las cuales son: Definición de lo que se valida, atributos, puntos críticos, criterios de diagnóstico y por último, se consideró los ámbitos: económico, social y ambiental; la perspectiva: relación beneficio-costos, satisfacción del cliente y evaluación de impactos; así como los tipos de proyecto a realizar: ecotecnias y obras de conservación de suelo y agua, así como, proyectos de seguridad alimentaria y activación productiva. Los detalles del proceso de construcción de los indicadores se pueden revisar en Ramírez-García, 2009.

4.3. Gestión del desarrollo rural sustentable

Cualquier hecho o fenómeno social tiene al menos seis dimensiones desde las cuales puede ser analizado, asimismo es necesario considerar los enfoques o metodologías para su investigación, los temas transversales que corren y recorren las dimensiones mencionadas a través del tiempo y espacio; así como los escenarios en los cuales pueden desenvolverse y desembocar este tipo de propuesta. A continuación se describen cada una de las dimensiones, Figura 6.

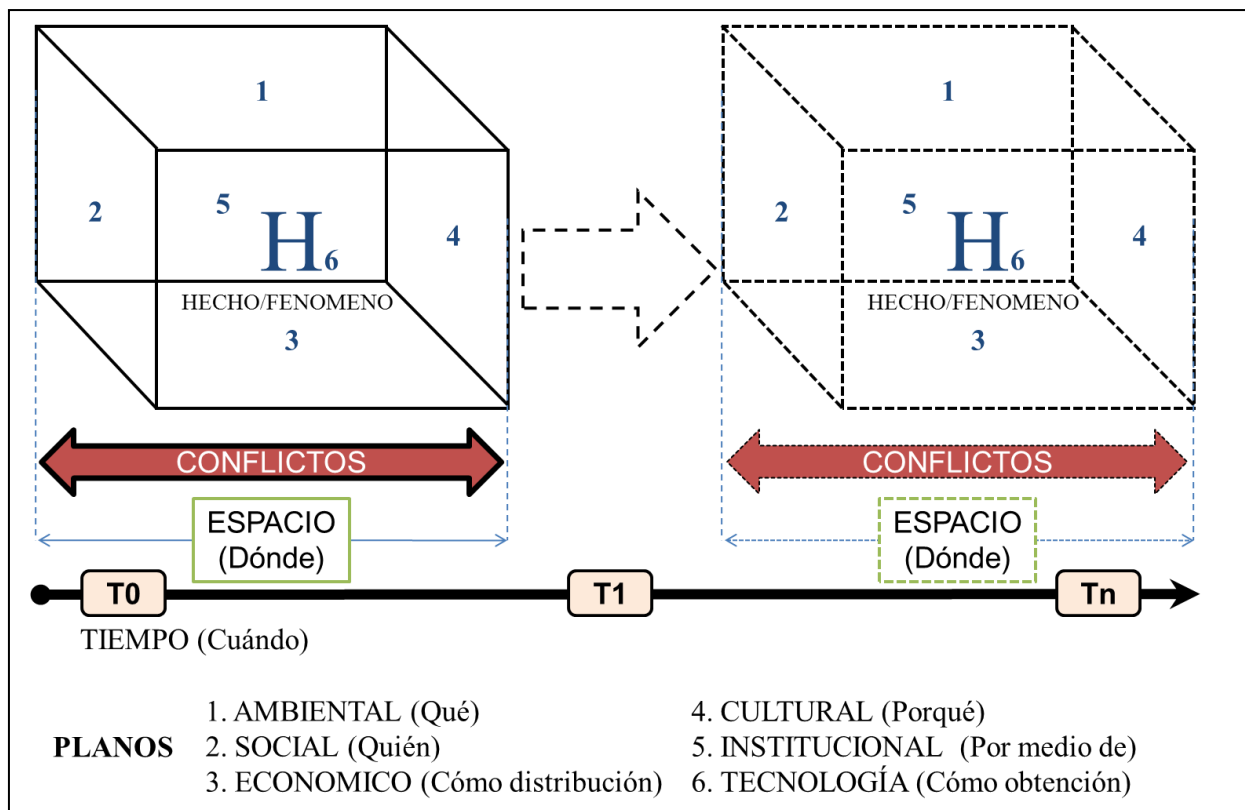


Figura 6. La realidad social en seis planos.

Fuente: Elaboración propia.

I. Ambiental: Dado que, la naturaleza y los ecosistemas constituyen la base material de la existencia humana desde esta perspectiva se busca precisar el o los recursos naturales (suelo, agua, flora, fauna, minerales, energía) que son objeto de estudio. Es el análisis del resultado de la interacción entre las sociedades humanas y la naturaleza. Las preguntas que se tienen que responder son: ¿Qué hay? ¿Cuánto hay? ¿Dónde está? ¿Cómo está? y ¿Por qué está así?

II. Social: Es el análisis de las relaciones que establecen los seres humanos en sociedad. Se pretende precisar el o grupos sociales y de él, su estructura, roles, interacciones, normas y valores, así como sus objetivos e intereses. La organización es uno de los ejes clave de este enfoque. Las preguntas que guían esta dimensión son: ¿Quiénes y cuántos son? ¿Cómo viven? ¿Qué quieren? y ¿Por qué están así o porque mantienen ciertas condiciones?

III. Económica: Es el análisis de las relaciones de producción e intercambio de bienes y servicios, el trabajo y el valor constituyen los ejes de análisis. Se busca respuesta a las preguntas ¿Qué y cuánto producen y venden?, ¿Qué, cuánto y cuesta lo que compran?, ¿Cómo producen y venden? y ¿Por qué están así o porque mantienen ciertas condiciones?

IV. Cultural: Es el análisis de todas aquellas expresiones o manifestaciones como lo son creencias, materialidades, imaginarios, discursos y simbolismos que dan sentido y pertinencia a cada uno de los actos individuales y en colectivo de un grupo. Algunos cuestionamientos son: ¿Por qué se cree en tal cosa y no en otra?, ¿Qué significado tiene?, ¿Desde cuándo se menciona o se considera determinada cosa?, ¿En qué sentido y en qué contexto se puede justificar tal o cual expresión?

V. Política e institucional: La política es el conjunto de objetivos, decisiones y acciones tomadas de forma estratégica por el grupo en el poder para la consecución de objetivos y solucionar problemas que, en un momento determinado se consideran prioritarios. De las preguntas que se buscan responde destacan: ¿Cuál fue el proceso seguido para detectar los problemas y determinar las alternativas a implementar? ¿Cómo lograr alianzas entre actores públicos y privados para lograr políticas de mayor impacto? ¿Cuál es la responsabilidad de los diferentes actores en los resultados propuestos? ¿Cuáles son los posibles, intereses, negociaciones y conflictos que se derivaran de la implementación de la política propuesta? ¿Cuál es la política oficial establecida al respecto? ¿Cuál es el marco jurídico e institucional que lo regula?

VI. Tecnológica: La tecnología es una palanca clave para el desempeño de los procesos productivos. Es la interfaz entre la humanidad y la naturaleza. La tecnología es una creación humana para obtener medios a menor costo y lograr satisfacer fines. Sin embargo, su utilización ha dado origen a grandes conflictos de orden social, ético, ecológico y en general, humanos. Las preguntas básicas para abordar esta dimensión son: ¿Cuál es el nivel tecnológico que se tiene? ¿Qué tipo de tecnología se aplica? ¿Cuáles son los impactos ambientales, sociales y económicos que produce su aplicación? ¿Cuáles fueron las últimas innovaciones tecnológicas introducidas?

VII. Niveles o escalas de análisis: Tiene relación directa con el lugar determinado (espacio geográfico) en el que se desarrolla la propuesta. A escalas mayores el análisis será más agregado y abstracto, mientras que a escalas menores será más a detalle y concreto. El nivel o escala de análisis también tendrá que considerarse en el planteamiento de los problemas a analizar y las hipótesis a formular, Figura 7.

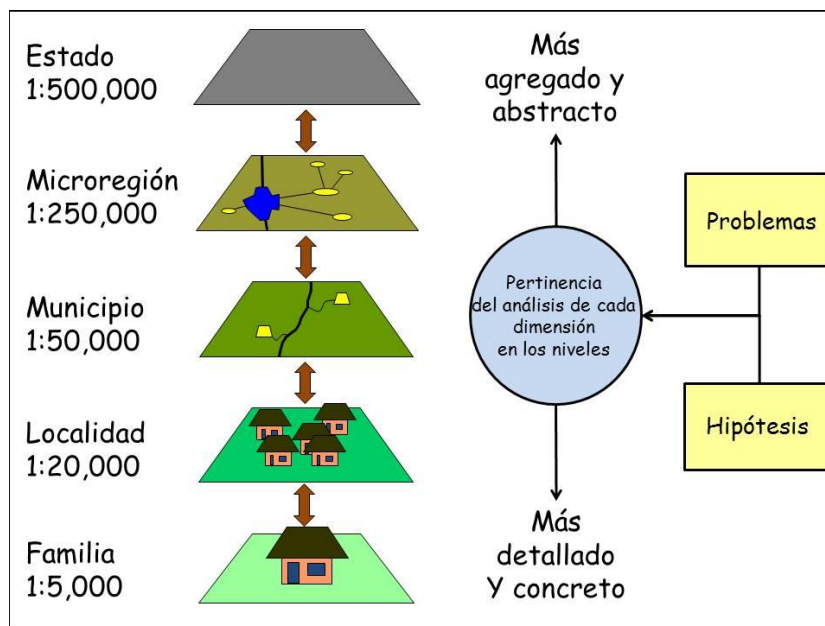


Figura 7. Niveles o escalas de análisis.

Fuente: Elaboración propia.

VIII. Escala temporal: El tiempo debe ser representado en la escala que corresponda (eras, períodos, siglos, décadas, años, estaciones, meses, semanas, días, fracción de día). La actividad del hombre en la transformación de la naturaleza tiene un impacto directo en un período breve y en un espacio próximo, lo cual corresponde a la internalidad de la acción. Asimismo, tiene que ver con la generación de escenarios donde se deben de considerar los de cambio climático. Dado que el espacio-tiempo es la entidad geométrica en la cual se desarrollan todos los eventos físicos, el impacto, distante en el tiempo y en el espacio, que a menudo no se percibe como efecto del fenómeno, corresponde a las externalidades. ¿Cuándo se notaran los impactos? ¿Cada cuándo se hará la evaluación? En resumen la propuesta de sustentabilidad será válida solamente para un contexto: geográfico, social y político, en una escala espacial y temporal determinada.

5. Conclusiones

Con base en lo hasta aquí expuesto, procederemos a puntualizar las conclusiones de este trabajo. Se concibe al OET como una herramienta que permite dar un mejor sustento a la toma de decisiones, gracias a que como metodología está basado en el análisis de sistemas complejos y apoyado por la conformación de sistemas de información geográfica que alimentan la generación de propuestas de ordenamiento ecológico en sus diferentes fases y modalidades, facilitando la transferencia de información a los estados, así como el manejo y análisis de variables naturales, sociales y productivas que permiten obtener productos con mayor calidad técnica e integración de datos, al igual que mayor precisión y especificidad en las propuestas de usos de suelo, políticas y criterios ecológicos.

Es un hecho que se ha buscado fortalecer las capacidades institucionales, a partir del análisis de los programas sectoriales y el desarrollo de acciones de gestión y capacitación, en donde la coordinación institucional, la concertación y la promoción de la participación de los sectores público, social y privado han sido ejes fundamentales en las tareas de ordenamiento, tanto en sus fases de elaboración como en la de seguimiento, de tal forma que se asegure la aplicación y continuidad del instrumento, como herramienta de planeación y de política ambiental (INE, 2000). Sin embargo, son pocas las experiencias que existen en nuestro país donde el OET este “funcionando” pues una vez que se termina el estudio, son diferentes factores y circunstancias las que impiden la ejecución, el seguimiento y en su caso la reformulación del OET de acuerdo a la definición previa de los periodos de revisión del programa.

6. Referencias bibliográficas

- Bravo, L. C. et al. 2007. Evaluación ambiental estratégica, propuesta para fortalecer la aplicación del ordenamiento ecológico. Caso de estudio de La región Mar de Cortés" en Gestión y Política Pública. Volumen XVI, número 1, pp. 147–170.
- León, C. et al. 2004. El ordenamiento ecológico como un instrumento de política pública para impulsar el desarrollo sustentable: caso en el noroeste de México.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LEGEEPA) 2001. Editorial Porrúa. México.
- Ramírez-García A. G. 2009. Construcción de Indicadores y verificadores para evaluar programas de ordenamiento ecológico territorial. En Monterroso Rivas A.I. [ed.] 2009. Manejo de recursos naturales en México: Nuevos enfoques para su gestión integral (pp 153-164). 1ra Ed. Universidad Autónoma Chapingo. 188p.
- Ramírez-García A. G. 2010. Propuesta para una gestión sustentable de los recursos naturales. En: Monterroso Rivas A. I. [ed.] 2010. Métodos Contemporáneos en el Manejo de Recursos Naturales (pp 189-200). 1ra Ed. Universidad Autónoma Chapingo. México. 200p.
- SEDESOL. 2005. Términos de referencia para la elaboración de programas municipales de ordenamiento ecológico y territorial. Agenda de transversalidad SEMARNAT-INE-SEDESOL. México.
- SEDUE. 1988. Manual de ordenamiento ecológico del territorio. Subsecretaría de Ecología. México, DF.
- SEMARNAT-INE. 2006. Manual del proceso de ordenamiento ecológico. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- SEMARNAT-SEDESOL-CONAPO-INEG. 2000. Referencia generales para la elaboración del programa estatal de ordenamiento territorial.
- Wong, P. 2010. Ordenamiento ecológico y ordenamiento territorial: retos para la gestión del desarrollo regional sustentable en el siglo XXI. Revista de Estudios Sociales v.17 n. México nov. 2010.



**RECURSOS
NATURALES**

EL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN Y SU POTENCIAL DESARROLLO EN LAGUNAS COSTERAS DEL ESTADO DE SONORA, MÉXICO

Ruiz R., T.M.¹, Arreola L., J.A.¹, Morquecho, L.²

¹ Km. 2.35 Camino al Tular. Estero de Bacochibampo. Apdo. Postal 349. Guaymas, sonora.
Tel:(01)(622) 221-2237. Fax:(01) (622) 221-2238

² Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz, B.C.S. México, C.P. 23096, Tel:(52) (612) 123-8484 Fax:(52) (612) 125-3625
tmruiz@cibnor.mx

Modalidad: Oral. Área: Recursos Naturales.

Introducción:

Las actividades humanas están modificando el uso del suelo, el hábitat, la química de la atmósfera y del agua, el balance de los ciclos biogeoquímicos y la diversidad de la vida en la Tierra (Valiela 2006, Pinckney et al 2001).

Las descargas de agua residual de las áreas urbanas costeras y las actividades que en ellas se realizan, así como los fertilizantes utilizados en la agricultura son el mayor vector de deterioro de la calidad del agua costera y marina (Boland 1993, Ferreira et al 2007) aportando grandes cantidades de nutrientes a las costas.

Estos nutrientes excesivos generan disturbios ambientales como la eutrofización. La cual es definida como “el incremento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema” (Nixon 1995) y es considerado uno de los principales problemas ambientales costero-marinos a nivel mundial.

Los efectos inmediatos de la eutrofización se manifiestan con: a) incremento de la biomasa del fitoplancton, b) presencia de microalgas nocivas, c) incremento de biomasa de macroalgas, y d) disminución de oxígeno disuelto en el agua (con la consecuente generación de eventos de hipoxia y anoxia) (Scavia y Liu 2009, Bricker et al 2003). Estos efectos no sólo afectan la calidad del agua y la salud de los ecosistemas costeros, sino también la calidad de vida de los habitantes de la zona costera (Cloern 2001, Elliot y De Jonge 2002), afectando las pesquerías, los valores escénicos y la calidad de los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas, llevando finalmente a costos económicos e implicaciones transnacionales (Smith and Schindler 2009).

Cabe señalar que los cuerpos costeros (lagunas costeras y estuarios) son considerados uno de los ecosistemas acuáticos más sensibles a las modificaciones de su entorno, debido principalmente al relativo aislamiento con el mar adyacente que limita la circulación y la renovación del agua (Contreras y Castañeda 2004), lo que a su vez ocasiona que reciban mayor cantidad de nutrientes por unidad de superficie que ningún otro ecosistema (Boland et al 1993).

Bajo este panorama, la detección y la evaluación de la eutrofización, así como sus efectos, es un campo de estudio importante desde el punto de vista ambiental y socio-económico para el manejo y conservación de las aguas costeras y marinas del mundo (Devlin et al 2011), incluyendo las lagunas costeras de Sonora, ecosistemas poco estudiados al respecto.

Objetivos: Presentar una revisión del proceso de eutrofización y su potencial desarrollo en lagunas costeras del Estado de Sonora.

Metodología: Se realizó una investigación documental basada exclusivamente en artículos científicos, libros y capítulos de libros.

Resultados y discusión:

El proceso de eutrofización es considerado uno de los principales problemas ambientales a nivel mundial y es la forma de contaminación marina más estudiada hoy en día (Vollenweider et al 1992, Bricker et al 1999, Karydis et al 2009, Valiela 2006, Andersen et al 2006). Su inicio en cuerpos dulceacuícolas como lagos, embalses y ríos (Howarth y Marino 2006, Ferreira et al 2007), y fue hasta el simposio de la Sociedad Americana de Limnología y Oceanografía en 1971, que se dieron a conocer los primeros estudios sobre eutrofización estuarina, los cuales señalaron que aunque los principios que rigen la eutrofización marina-costera son los mismos que para los lagos, el proceso de eutrofización marina es mucho más complejo y está limitado por el nitrógeno y no por el fósforo como en los lagos (Bricker et al 2003).

Aunque existen diversas definiciones sobre la eutrofización, todos coinciden en un punto: hay una alteración de los ecosistemas debido a un suministro excesivo de nutrientes (Karydis et al 2009, Burnett et al 2003, Penna et al 2004). Dicho exceso de nutrientes puede ser altamente dañino y alterar el funcionamiento de los ecosistemas.

Lo anterior, es reflejo obviamente de un mayor crecimiento de la población y asentamiento en la franja costera con todas sus implicaciones como lo son la mayor demanda de productos agrícolas e industriales, entre otros. A escala mundial, se ha observado que las aguas urbanas y el empleo de fertilizantes en la agricultura constituyen la mayor parte de las cargas de nitrógeno y fósforo en las aguas costeras (Ferreira et al 2007), aunado a esto, se estima que el 60% de la población mundial habita esta zona (De Jonge et al 2002).

Atendiendo a esta problemática, a partir de la década de 1990 empezaron a crearse directivas nacionales y metodologías específicas, como una estrategia para prevenir y combatir los efectos de la eutrofización costera y marina en países desarrollados (Howarth y Marino 2006).

El control de la eutrofización requiere generar conocimiento sobre la dinámica del fenómeno: las fuentes de nutrientes, la susceptibilidad de los cuerpos de agua costeros y las respuestas que manifiestan a la inyección de nutrientes. Para evaluar la eutrofización es necesaria la utilización de indicadores clave e índices que toman en cuenta variables relacionadas con los factores causantes (carga de nutrientes) y el grado en que se manifiestan algunos síntomas de este fenómeno y que permiten describir la situación general de la eutrofización y entender la respuesta de los ecosistemas a la influencia de los aportes de nutrientes (Ferreira et al 2007, Devlin et al 2011).

A nivel mundial se han desarrollado numerosos métodos para evaluar cuantitativamente la eutrofización: técnicas estadísticas, modelos de simulación e indicadores de calidad del agua son los más ampliamente utilizados (Karydis 2009). Además, se han propuesto índices o metodologías basadas en la medición de diferentes parámetros como la concentración de nutrientes (N y P), clorofila "a", claridad, oxígeno disuelto, productividad primaria, etc. (Justic 1991, Viaroli y Christian 2003, Karydis 1983,

Ignatiades et al 1992, 2005, Karydis 1996, Karydis et al 1999, Contreras-Espinoza et al 1994, Primpas et al 2009, Vollenweider et al 1998, Nixon 1995) y se han desarrollado ecuaciones y modelos más complejos que además incluyen medidas de presión antropogénica, variables biológicas (dinámica del fitoplancton, cambios en comunidades vegetales y animales) y toman en cuenta las características hidrográficas del sitio, como es el caso de los índices TRIX (Vollenweider et al 1998), EPA NCA WQI (USEPA 2005), ASSETS (Bricker et al 1999, 2003, 2007), TWQI/LWQI (Giordani et al 2009), OSPAR (OSPAR 2002, 2008), WFD (Devlin, et al 2011), HEAT (HELCOM 2009), IFREMER (Souchu et al 2000), STI (Ignatiades 2005), entre otros. Todas estas metodologías comparten una meta en común: evaluar los impactos ambientales de la eutrofización (Karydis et al 2009) y facilitar la toma de decisiones en temas de mitigación y gestión ambiental (Devlin et al 2011, Ferreira et al 2007, Bricker y Ferreira 2008).

En Estados Unidos de América y la Unión Europea las agencias o dependencias gubernamentales son las encargadas de desarrollar las metodologías que se aplicarán en todo su territorio y de realizar un seguimiento detallado para proteger, evaluar y monitorear los efectos de la eutrofización costera (Devlin et al 2011). Esto no sucede en países en vías de desarrollo, como México, donde los esfuerzos son aislados y no tienen continuidad.

En México, los cuerpos de agua costeros están sujetos a presiones antropogénicas como pesca, acuicultura, agricultura, minería, turismo y crecimiento urbano desordenado. Un denominador común en todos los sistemas costeros es el elevado grado de contaminación del agua y desgraciadamente las tendencias de deterioro van en aumento y las medidas tomadas aún son insuficientes (Lara-Lara et al 2008). Los indicadores generales de calidad del agua muestran que 73 % de los cuerpos de agua están contaminados, debido a que 80 % de las descargas de los centros urbanos y 85 % de las descargas industriales se vierten directamente en ellos sin tratamiento previo (CONABIO 2006).

Esto también ocurre en la zona costera del estado de Sonora, caracterizado por ser una región productiva caracterizada por una amplia zona agrícola (el Valle del Yaqui), pecuaria, acuícola, pesquera y desarrollos urbanos en crecimiento, que generan aguas residuales que son vertidas a los cuerpos de agua costeros con escaso o nulo tratamiento de aguas residuales (Arreola-Lizárraga et al 2004, Beman et al 2005, Páez-Osuna et al 2007).

Por ejemplo, la zona agrícola Valle del Yaqui genera aportes muy altos de nutrientes a razón de 1,113 ton mes⁻¹ nitratos, 66 ton mes⁻¹ fosfatos y 99 ton mes⁻¹ amonio (en 2008 - 2009) hacia las lagunas costeras de la zona, esto ocasiona que lagunas costeras como El Tóbari sean vulnerables a la contaminación por nitrógeno, presentando proliferaciones algales (fitoplancton) (Beman et al 2005, Ahrens et al 2008).

A pesar de recibir descargas directas provenientes de actividades antropogénicas de manera continua, se tiene poco conocimiento sobre los efectos que dichas descargas pudieran ocasionar a los ecosistemas costeros y los esfuerzos son aislados y no han tenido continuidad. La eutrofización generada por la descarga de nutrientes a los cuerpos costeros es un problema latente que debe ser atendido en el estado.

Solamente se ha evaluado la eutrofización costera en dos lagunas sonorenses: Yavaros y Guaymas.

La laguna Yavaros está ubicada al municipio de Huatabampo y tiene influencia de la cuenca Río Mayo donde se desarrollan actividades productivas como agricultura,

camaronicultura y desarrollo urbano, siendo la primera la de mayor importancia. Arreola-Lizarraga (2009) estimó que la laguna recibe alrededor de 70 ton año⁻¹ de nitrógeno y 8 ton año⁻¹ de fósforo. En una evaluación del estado trófico mediante el modelo ASSETS (Bricker et al 2003) la laguna resultó altamente susceptible a la eutrofización, con ocurrencia de fitoplancton nocivo (como *Pseudonitzschia* spp., *Pyrodinium bahamense* y *Prorocentrum minimum*) y una condición ambiental deficiente (Arreola-Lizarraga et al 2009).

La bahía de Guaymas es la tercera laguna costera más extensa de Sonora y la más importante en cuanto a actividades marítimo-comerciales, esto deriva en una alta presión humana ocasionada por actividades urbanas, comerciales, industriales y pesqueras. Los estudios referentes a su condición ambiental, empezaron en 1993, y hasta 2004 cuando las aguas residuales se destinaron a lagunas de oxidación en la ensenada La Salada, la laguna presentó síntomas de eutrofización y contaminación evidentes. En 1991 la bahía presentaba una condición ambiental mala dada por los valores químicos de amonio (64.88 µg-at l⁻¹), oxígeno disuelto con eventos de hipoxia (0.26 mg l⁻¹), DBO (26.43 mg l⁻¹) y ortofosfatos (64.88 µg-at l⁻¹) y la microbiología (2.44 NMP/100 ml de coliformes totales) en las estaciones cercanas a las descargas de aguas residuales y se clasificó con calidad ambiental no óptima, dada índice de Walski y Parker que determinó una salud ambiental mala (Ortiz-Gallarza 1993). Otro estudio en 2002 categorizó la bahía como eutrófica, presentando eventos de hipoxia principalmente en zonas cercanas a las descargas de aguas residuales provenientes de la zona urbana y concentraciones elevadas de clorofila (Arreola-Lizarraga et al 2004). Después del 2004, no se cuentan con estudios publicados sobre esta bahía.

Las lagunas costeras del estado de Sonora son sitios de importancia ecológica y socio-económica para la región y actualmente están protegidas por políticas públicas ambientales como el Ordenamiento Ecológico del Golfo de California (SEMARNAT, 2006) y el ordenamiento de la costa de Sonora (SEMARNAT, 2008). Dichos decretos también reconocen la necesidad de mayor investigación básica, programas de conservación, monitoreo y planes de manejo ambiental.

Esto abre líneas de investigación prioritarias enfocadas en comprender y resolver la problemática de las lagunas costeras del estado y llenar los vacíos de información existentes, con el fin último de sentar las bases para de futuras estrategias de mitigación y manejo costero para el estado de Sonora.

Conclusiones: La eutrofización es un fenómeno importante que debe ser monitoreado y atendido desde el punto de vista de la gestión costera.

En la costa de Sonora existen los vectores para que este fenómeno se manifieste y en lagunas ya evaluadas se observan algunos síntomas, por lo que es importante iniciar programas de monitoreo y evaluación aprovechando las herramientas metodológicas que ya existen.

Bibliografía: Ahrens TD, JM Beman, JA Harrison, PK Jewett, and PA Matson, 2008, A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico, *Water Resources Research*, 44, W00A05, doi:10.1029/2007WR006666.

Andersen, JH, L Schlüter, and G Ertebjerg, 2006, Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies, *Journal of Plankton Research*, 28, 621-628.

Arreola-Lizárraga JA, Padilla-Arredondo G y Ortega Rubio A 2004, Experiencias de manejo en la zona costera del pacífico: La Bahía de Guaymas, un caso específico, Capítulo 25 p, 375-386, En: Rivera Arriaga E, Villalobos GJ, Azuz Adeath F, Rosado May (Eds), *El manejo costero de México*, Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo, 654 pp.

Arreola-Lizárraga JA, 2009, Propuesta de manejo para tres lagunas costeras prioritarias del noroeste de México, Instituto Nacional de Ecología, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S,C,Guaymas, Sonora, 104 pp.

Beman JM, K Arrigo and P Matson, 2005, Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean, *Nature*, 434, 211 – 214, doi:10.1038/nature03370.

Boland JJ, Anderson B, Brooks NH, Eichbaum, W,M,, Goldman, L,R,, donald r, F, Harleman DF, Howarth R, Huggett RJ, Keinath TM, Mearns AJ, O'melia C ,Roesner LA, Rose J y JR Schubel, 1993, *Managing wastewater in coastal urban areas*, Committee on Wastewater Management for Coastal Urban Areas National Research Council, National Academy of Sciences, 478 pp.

Bricker SB, JG Ferreira y T Simas, 2003, An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status, *Ecological Modelling*-169 pp, 39–60,

Bricker SB y JG Ferreira, 2008, ASSETS eutrophication assessment: method and application, LOICZ website.

Bricker SB, Clement CG, Pirhalla DE, Orlando SP, Farrow DRG, 1999, *National Estuarine Eutrophication Assessment, Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries*, NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, 71 pp.

Bricker SB, Longstaff B, Dennison W, Jones A, Boicourt K, Wicks C, Woerner J, 2007, *Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries: a Decade of Change*, National Estuarine Eutrophication Assessment Update, NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No, 26, National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, <http://ccma.nos.noaa.gov/news/feature/Eutrouupdate.html>, pp, 322.

Burnett WC, H Bokuniewicz, M Huettel, WS Moore And M Taniguchi, 2003, Groundwater and pour water inputs to the coastal zone, *Biogeochemistry*, 66: 1-2, 3 33.

Cloern JE, 2001, Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series*, 210:223-253.

CONABIO, 2006, *Capital natural y bienestar social*, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 71 p.

Contreras-Espinosa F y O Castañeda L, (Compiladores), 1993, *Ecosistemas costeros mexicanos*, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, DF.

Contreras-Espinoza F, O Castañeda-López y A García-Nagaya, 1994, La clorofila "a" como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas, *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM*, 21(1-2): 55-66.

De Jonge VC, M Elliott y E Orive, 2002, Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication, *Hydrobiology*, 475/476, 1-19.

Devlin M, Bricker, S, y S, Painting, 2011, Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies, *Biogeochemistry*, 106:177–205.

Elliot, M, y De Jonge, D,N, 2002, *The management of nutrients and potencial eutrophication in estuaries and other restricted water bodies*, *Hydrobiología*, 475/476:513-524.

Ferreira J,G, Bricker S,B, y Simas T,C, 2007, Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union, *Journal of Environmental Management* 82 (2007) 433–445.

Giordani, G., Zaldivar, J.M., Viaroli, P., 2009, Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems, *Ecological Indicators* 9, 982-991,

HELCOM, 2009, Eutrophication in the Baltic Sea e An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region, *Baltic Sea Environment Proceedings* No, 115A.

Howarth, R,W, y R, Marino, 2006, Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades, *Limnology and Oceanography*,, 51(1, part 2), 2006, 364–376.

Ignatiades, L., 2005, Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean, *Journal of Sea Research* 54, 51-57.

Ignatiades, L., M, Karydis y P, Vounatsou, 1992, A Possible Method for Evaluating Oligotrophy and Eutrophication Based on Nutrient Concentration Scales, *Marine Pollution Bulletin*, 24(5): 238-243.

Justic, D, 1991, A Simple Oxygen Index for Trophic State Description, *Marine Pollution Bulletin*, 4(22): 201-204.

Karydis M, 2009, Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review, *Global NEST Journal*, Vol 11, No 4, pp 373-390.

Karydis M, (1999) Evaluation report on the eutrophication level in coastal Greek areas, University of the Aegean, Mytilini, February 1999 (in Greek).

Karydis M., Ignatiades L, and Moschopoulou N, (1983) An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16, 339-344.

Karydis, M, 1996, Quantitative assessment of eutrophication: a scoring system for characterizing water quality in coastal marine ecosystems, *Environmental Monitoring and Assessment*, 41: 233-246.

Lara-Lara J,R, et, al., 2008, Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, En: CONABIO, *Capital natural de México*, vol, I: Conocimiento actual de La biodiversidad, México, 109-134 pp.

Nixon, S,W, 1995, Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns, *Ophelia*, 41: 199–229.

Ortiz-Gallarza S,M., De la Lanza-Espino G, y M, R, García-Hernández, 1993, Hidrología vs, Contaminación en la Bahía de Guaymas al noroeste de México, *Facultad de ciencias del mar, Universidad católica del Norte, Cochimbo, Chile, Serie ocasional* 2:285-296.

Oslo Paris Convention for the Protection of the North Sea OSPAR, 2002, *Common Assessment Criteria, Their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure*, OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic, [http:// www.ospar.org/eng/html/welcome.html](http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html).

OSPAR, 2008, *Second OSPAR Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area*, 2008-372, OSPAR publication, pp, 107.

Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, A, y Soto-Jiménez, M, 2007, La contaminación por Nitrógeno y fósforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo, En: F, Páez-Osuna, (ed,) *Serie 2, Lagunas costeras de Sinaloa*, SEMARNAT-CONACYT, 304 pp.

Penna, N., S, Capellacci y F, Ricci, 2004, The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea, *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4): 321-326.

Pinckney JL, Hans WP, Tester P, y Richardson TM, 2001, El papel de la carga de nutrientes y la eutrofización en la ecología de estuarios, *Environmental Health Perspectives*, Vol, 109, Supplement 5.

Primpas I., Tsirtsis G., Karydis M, and Kokkoris G, (2009) Principal Component Analysis: development of a multivariate index for assessing eutrophication according to the European Water Framework Directive, *Ecological Indicators*, doi 10.1016/j.ecolind.2009.04007.

Scavia D, y Y, Liu, 2009, Exploring Estuarine Nutrient Susceptibility, *Environmental Science and Technology*, 43 (10): 3474-3479.

SEMARNAT, 2006, Acuerdo por el que se expide el Programa de Ordenamiento Ecológico Marino del Golfo de California, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, 15/diciembre/2006.

SEMARNAT, 2008, Programa de ordenamiento ecológico territorial de la costa de sonora, Reporte final, Hermosillo, sonora, 201pp.

Smith, Val H, and David W, Schindler, 2009, Eutrophication science: where do we go from here?, *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4):201-207.

Souchu, P., Ximenes, M,C., Lauret, M., Vaquer, A., Dutrieux, E., 2000, Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens, août 2000, Ifremer-Créocéan-Université Montpellier II, p, 412.

U,S, Environmental Protection Agency (USEPA), 1991, Guidance for Water Quality-Based Decisions The TMDL Process, Document Number EPA 440/4-91-001, Washington, DC.

Valiela I, 2006, *Global Coastal Change*, Blackwell Publishing, Oxford.

Viaroli, P, y R, R, Christian, 2003, Description of trophic status of an eutrophic coastal lagoon through potential oxygen production and consumption: defining hyperautotrophy and dystrophy, *Ecological Indicators*, 3: 237–250.

Vollenweider, R,A., 1992, Coastal marine eutrophication: principles and control, En: R,A, Vollenweider, R, Marchetti y R, Viviani, Ed, *Marine Coastal Eutrophication*, Proceedings of an International Conference, Bologna, Italy, 1310p.

Vollenweider, R,A., F, Giovanardi, G, Montanari y A, Rinaldi, 1998, Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a Trophic Scale, Turbidity and generalized Water Quality Index, *Envirometrics*, 9: 329-357.

COMPARACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y ESTRUCTURA DE MANGLAR EN EL VARADERO, ACAPULCO, GRO.

Santos Y. I. A., Juárez A. A.¹, García S.S., Toache B.G. y López T. V.

Unidad Académica de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Guerrero

Carretera Cayaco-Puerto Marqués, Ejido Llano Largo Parcela 56, 57 y 58, Campus Llano Largo, CP.
39906. Acapulco Gro. Tel. 744 1215719, 7442164318. Correo: ivjo_tu@live.com y
ajuarezagis@hotmail.com

Modalidad: Cartel (X) Área: Recursos Naturales

INTRODUCCIÓN

Las características que hacen a México un país megadiverso, derivan de su ubicación geográfica y relieve. México se localiza dentro de dos de las regiones biogeográficas reconocidas en el mundo; la región neártica y la neotropical, las cuales se enlazan en el sur y centro de México, creando una importante zona para la biodiversidad del planeta (CONABIO, 2008).

Dicha biodiversidad, se distribuye a lo largo y ancho del territorio Mexicano, construyendo zonas de mayor biodiversidad en los diferentes estados del país; mencionando de esta manera que Guerrero ocupa el cuarto lugar en biodiversidad del país, sólo por detrás de Chiapas, Veracruz y Oaxaca. De acuerdo a un informe emitido por el delegado de la SEMARNAT en el estado de Guerrero, a pesar de esto, en el estado existen especies bajo el régimen de alguna categoría de protección dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Los manglares se consideran ecosistemas frágiles que dependen del equilibrio hídrico; la capacidad de permanencia del ecosistema (flora y fauna) proyecta una tendencia de disminución que se agrava debido a presiones antropogénicas, por lo que implementar estrategias para la protección y recuperación de estos humedales son una decisión entre preservarlos o ver cómo desaparecen.

El abuso en el consumo de los servicios ambientales ha originado que la tasa de deforestación y pérdida de manglar sea de 2.5% anual (Ecosistemas, 2005). México ocupa los primeros lugares con mayor número de manglares a nivel mundial, pero también; se considera uno de los principales lugares en cuanto a desaparición de éstos ecosistemas (Calderón, 2009).

Conocer la estructura y superficie que actualmente guarda el ecosistema de manglar en la Laguna de Tres Palos, trae consigo un beneficio ecológico; dado que el mantenimiento de hábitats costero-marinos proporciona el alimento y refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos, por lo que a partir de investigaciones como la presente, se pueden proponer acciones útiles en el aprovechamiento sustentable y restauración del hábitat. Por lo anterior; el presente trabajo tiene la finalidad identificar la composición y estructura de la vegetación y

analizar la distribución por medio de la comparación de modelos vectoriales con los elaborados a partir del trabajo en campo.

OBJETIVO

Analizar la extensión de manglar presente en el Varadero de la Laguna de Tres Palos, mediante capas vectoriales de CONABIO y elaboración propia.

Objetivos específicos

1. Determinar la composición y estructura de la vegetación de manglar
2. Comparar la distribución y extensión de manglar entre capas vectoriales de CONABIO y capas elaboradas a partir de trabajo en campo utilizando el sistema de información geográfica ArcMap 10.0

METODOLOGÍA

Área de estudio

La Laguna de Tres Palos se ubica en el estado de Guerrero, localizada entre los 16° 47' y 16° 49' de latitud norte y los 99° 39' y 99° 47' de longitud oeste, cuenta con una extensión de 6,100 Ha.; presenta forma subcircular elíptica, cuyas dimensiones son 5.85 kilómetros como ancho máximo y cuya profundidad oscila entre 3.5 metros y 7 metros en algunos sitios. El clima es semicálido con régimen de lluvias en verano y temperatura medio anual de 30-33°C. Precipitación medio anual de 1,172 mm. Sus vientos dominantes corren en una dirección del noreste al norte, entrando desde la zona litoral (INEGI, 2013).

Muestreo

Para determinar la composición y estructura del manglar que hay en El Varadero se utilizó el método de muestreo por parcelas circulares utilizado por Wayne y Stubbendieck, 1986; Romahn et al., 1994 citado en (Sánchez, 2002).

Para el área de estudio se realizaron 3 sitios de muestreo (SM) seleccionados de forma dirigida; con ayuda de estacas y cinta, los círculo de 18 m de radio y área de 1,017.87 m² fueron establecidos; en cada SM se censaron todos los individuos con diámetro a la altura del pecho mayor a 1 cm que presentaran un tronco definido. Se registró la identidad taxonómica de cada individuo, DAP con cinta diamétrica, altura total con pistola Haga, se midió la copa a lo largo y ancho, considerando sus proyecciones sobre el suelo; asimismo se tomó una coordenada de proyección UTM (metros) con ayuda de un GPS como punto de control.

Se utilizaron dos índices de valoración estructural; el índice de valor de importancia (IVI) para jerarquizar la dominancia de cada especie y el índice de valor forestal (IVF) aplicado para evaluar la estructura bidimensional de la vegetación en el que se consideran tres medidas: la primera a nivel del estrato inferior en el plano horizontal (DAP), la segunda a nivel de los estratos inferior y superior en el plano vertical (altura) y la tercera a nivel del estrato superior en el plano horizontal (cobertura) (Corella et al. 2001) citado en (Zarco, 2010).

Para la elaboración de la cartografía y realizar la comparación, se utilizó el software ArcMap 10.0, con el fin de obtener mapas satelitales, se elaboró el mapa base del área de estudio utilizando el software Google Earth©, mapas vectoriales y recorridos en campo que sirvieron como referencia para perfilar áreas de manglar con ayuda de herramientas de edición y geo procesamiento del paquete, también se descargaron archivos de mapas vectoriales proporcionados de forma online por la CONABIO.

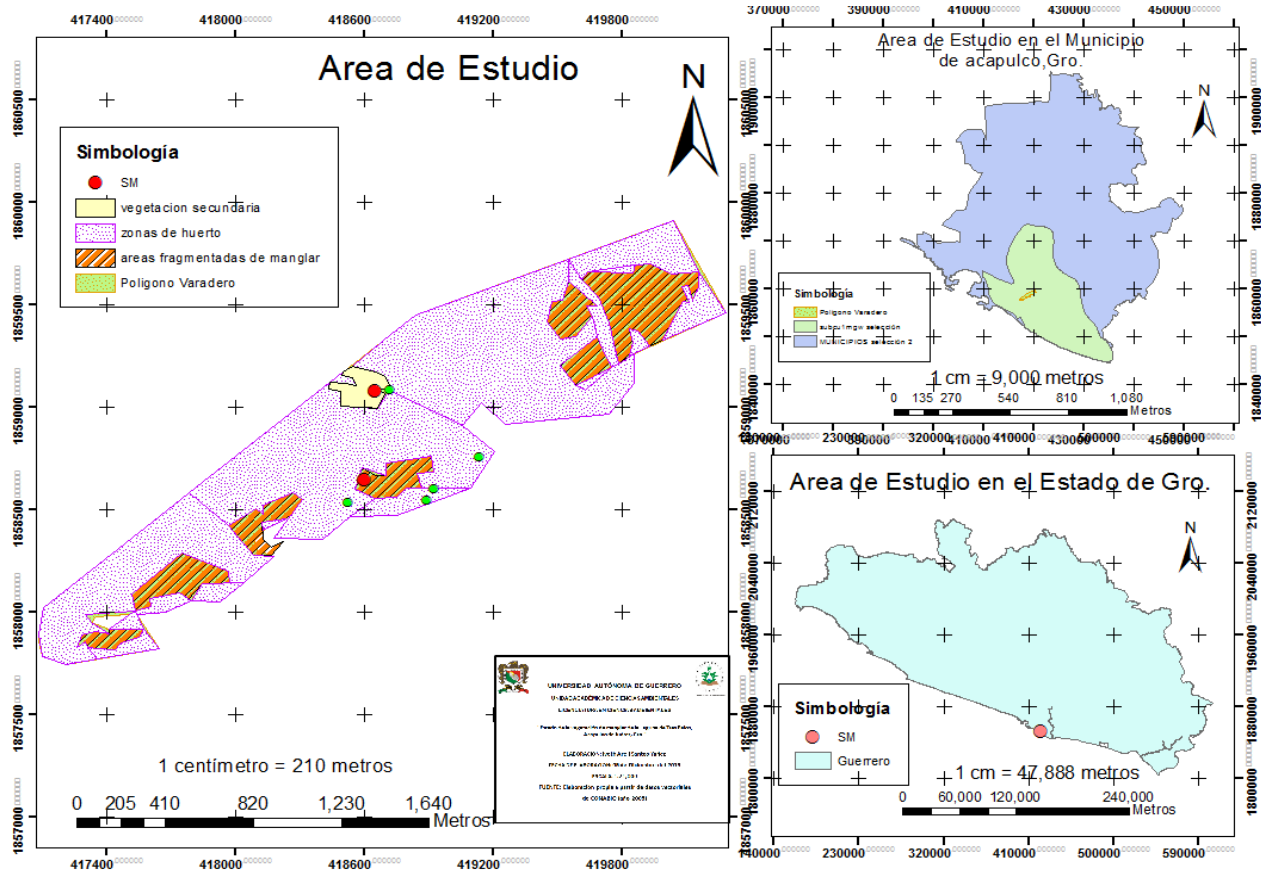


Figura No.1. Área de estudio.

Fuente. Elaboración propia a partir de capas vectoriales de CONABIO, 2013.

Resultados y Discusión.

Composición

Durante los muestreos realizados en El Varadero, se registraron 215 individuos distribuidos en 4 familias y 4 especies, las especies más abundantes fueron *Acacia farnesiana* con 158 individuos seguido de *Avicennia germinans* con 23 respectivamente.

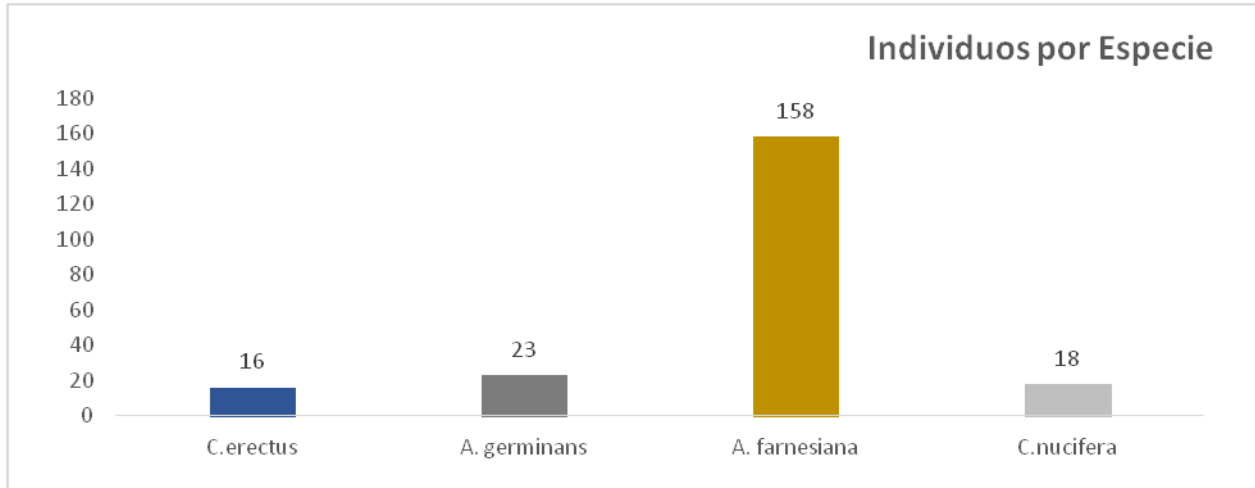


Figura No. 2. Distribución de individuos vegetales por especies
Fuente: Elaboración propia a partir de datos en campo.

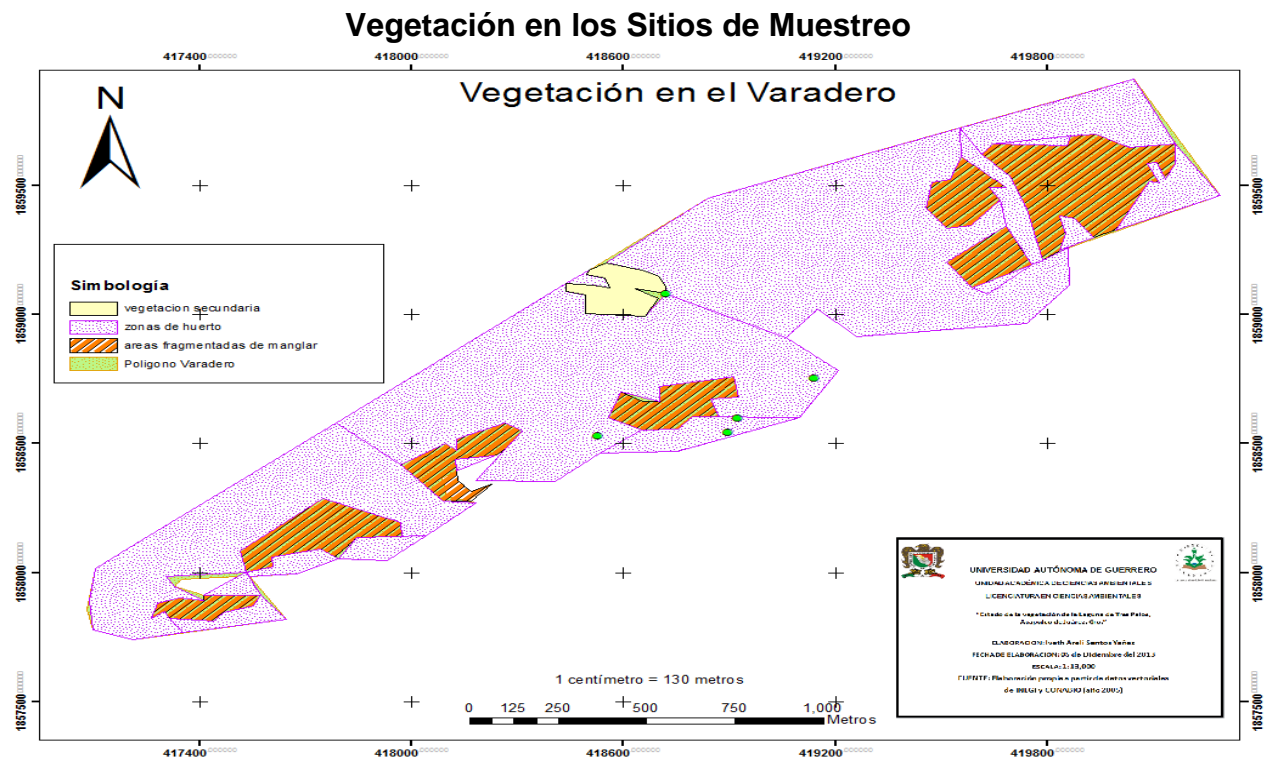


Figura No. 3. Vegetación en El Varadero

Fuente: Elaboración propia a partir de datos vectoriales de CONABIO, 2013.

Se identificaron 3 tipos de vegetación; Manglar, Vegetación arbustiva de manglar con Vegetación secundaria y palmar inducido o vegetación de huerto. El manglar estuvo presente en todos los SM; en los sitios 1 y 2 se registró *C. erectus* mientras que en el 3 sólo hubo *A. germinans*; por otra parte *Acacia farnesiana* que pertenece a vegetación secundaria, fue el único SM en estado de regeneración. Se encontró palmar inducido o vegetación de huerto (*Cocos nucifera*), la cual es introducida por las personas con el fin de aprovechar su producto, y aunque en menor medida también se pudieron apreciar pequeños manchones aislados de carrizal (*Arundo donax*) a orilla de la Laguna.

Estructura

Se muestran datos promediados de altura, diámetro y cobertura de los 3 SM para establecer un panorama inicial de la estructura horizontal y vertical.

Para el SM 1, la altura promedio fue de 2 m., lo que nos dice que es un sitio en recuperación o regeneración e indica que son áreas dominadas por el estrato arbustivo de árboles Pioneros cuyas características les permiten sobrevivir en esta primera etapa de la regeneración. El SM 2 fue un sitio alterado donde los manglares están aislados y relegados para su uso como cerco vivo, encontrándose la mayor cantidad de individuos de coco y tamarindo, así solo se observaron 4 individuos de *C. erectus*. Para el SM 3 fue un sitio dominado por una sola especie, *A. germinans*, se observaron individuos maduros y con promedio de 8.43 m., además, de que fue un sitio con nula regeneración.

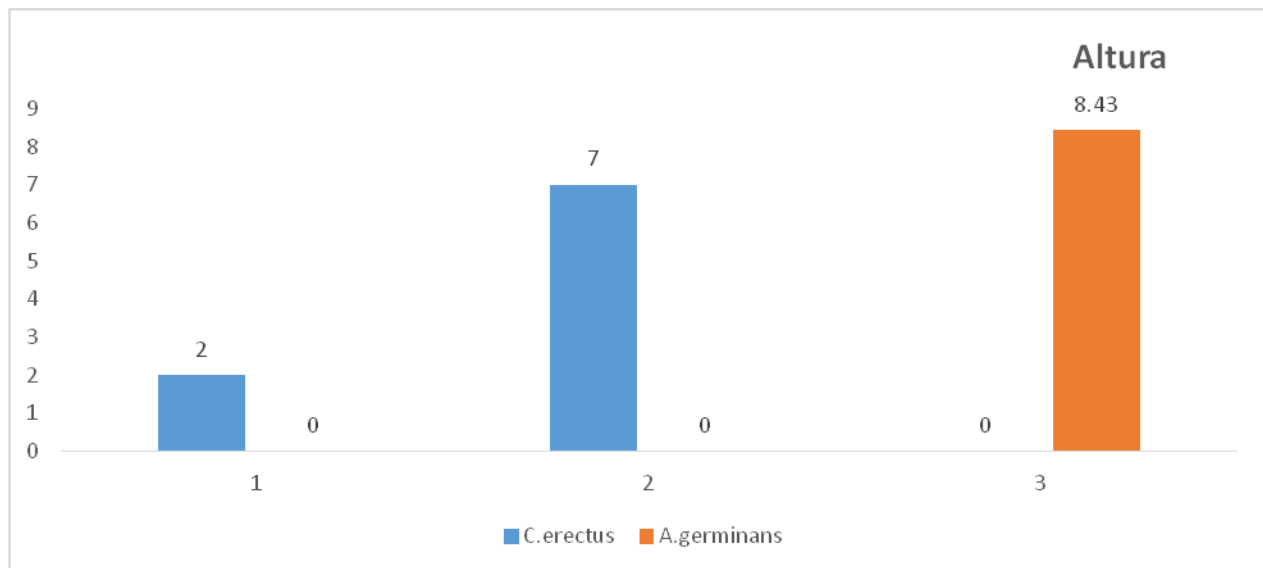
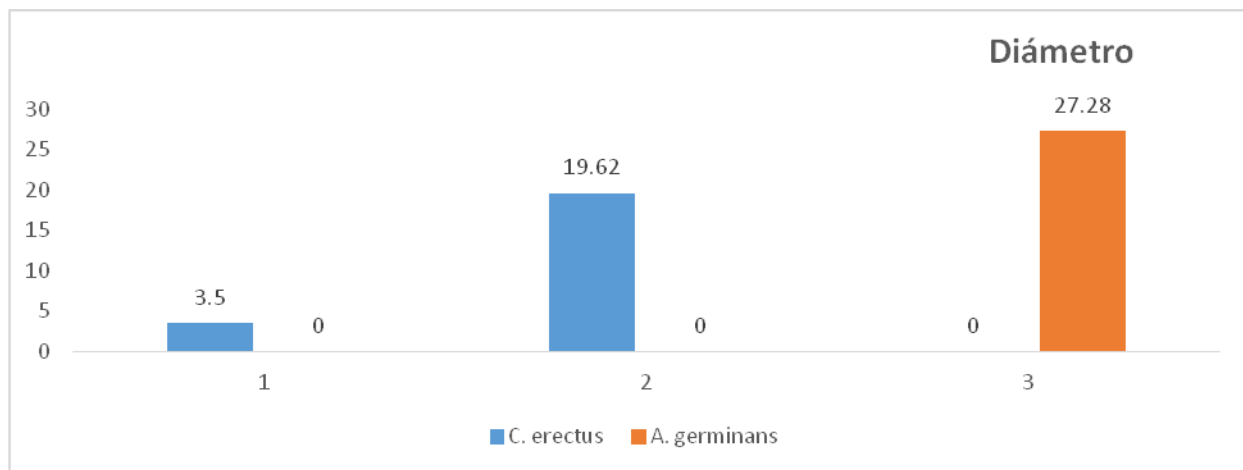


Figura No. 4. Distribución de individuos vegetales por altura

Fuente: Elaboración propia a partir de datos en campo

El SM 1 al ser el único con regeneración tiene diámetro promedio de 3.5 cm, así como se encontró *Acacia farnesiana* como VaM/VS (Vegetación de Manglar con Vegetación Secundaria Arbustiva), del cual se encontraron 158 individuos con las mismas

características y diámetros que oscilan entre 2 y 3 cm., como se puede apreciar los diámetros permiten confirmar el proceso de regeneración que está pasando el sitio. En el SM 2, por ser un sitio alterado sólo se encontraron 4 individuos de *C. erectus* con diámetro promedio de 19.62 cm. y un máximo de 21 cm., viendo los diámetros el sitio no muestra una posible regeneración. En el SM 3 sólo se registró *A. Germinans*, sin embargo se encontraron 23 individuos de variados diámetros, la mínima fue de 9 cm., la máxima de 53.4 cm. y un promedio de 27.28 cm. este sitio se ha mantenido aislado, y rodeado por áreas deforestadas, cabe mencionar que los diámetros también advierten el escaso nivel de generación de la especie, así como la dominancia del estrato arbóreo en su mayoría (Figura No. 5). La cobertura promedio en el SM 1 fue de 15.17 m., sólo para una especie de mangle *C. erectus*, lo que indica que es un sitio donde el estrato arbustivo domina. El SM 2 fue de 193.29 m quien a pesar de representar a 4 individuos de *C. erectus* la masa forestal trata de ejercer competencia. Por ultimo en el SM 3 fue de



121.45 quien sólo representa 23 individuos de una especie (*A. germinans*) (Figura No.6)

Figura No. 5. Distribución de individuos vegetales por diámetro
Fuente: Elaboración propia a partir de datos en campo

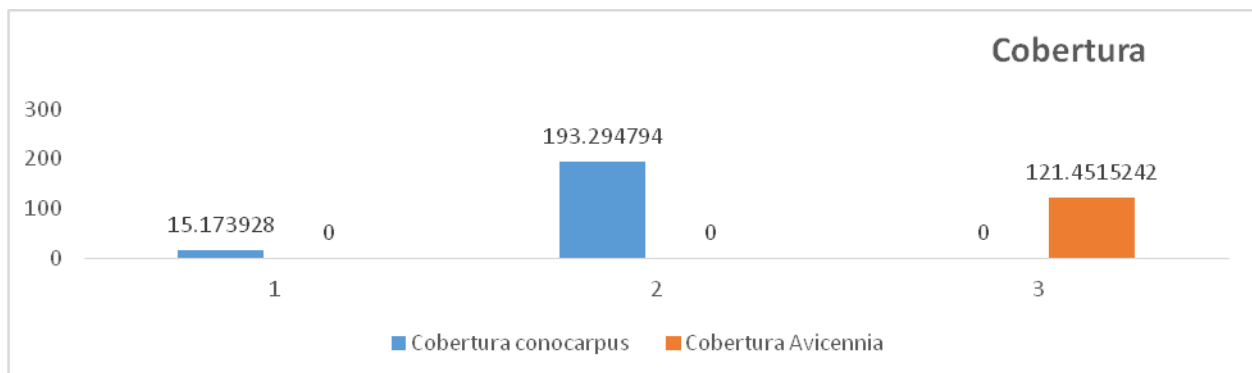


Figura No. 6. Distribución de individuos vegetales por cobertura
Fuente: Elaboración propia a partir de datos en campo

Índices Estructurales

Sitio de muestreo	Especie	Frecuencia		Densidad		Dominancia		IVI
		Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	
SM1								
1	<i>C. erectus</i> (Mangle botoncillo)	0.67	66.67	0.01	7.06	0.11	14.77	88.49
2	<i>A. farnesiana</i> (Huizache)	0.33	33.33	0.16	92.94	0.65	85.23	211.51
		1.00	100	0.17	100	0.77	100	300
SM2								
1	<i>C. nucifera</i> (Coco)	0.33	33.3	0.02	81.8	12	90.76	205.91
2	<i>C. erectus</i> (Mangle botoncillo)	0.67	66.7	0.004	18.2	1.2	9.242	94.09
		1.00	100	0.02	100	13	100	300
SM3								
1	<i>A. germinans</i> (mangle blanco)	0.33	100	0.02	100	16	100	300

Tabla No. 1. Índice de valor de importancia (IVI) en los tres SM

Fuente: Elaboración propia a partir de datos obtenidos en recorridos a campo.

Sitio de muestreo	Especie	Cobertura		Altura		Diámetro		IVF
		Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	
SM1								
1	<i>C. erectus</i> (Mangle botoncillo)	0.18	8.12	0.02	5.41	0.04	10.45	23.98
2	<i>A. farnesiana</i> (Huizache)	2.02	91.88	0.41	94.59	0.35	89.55	276.02
		2.20	100	0.44	100	0.39	100	300
SM2								
1	<i>C. nucifera</i> (Coco)	0.58	43.5	0.17	86.3	0.51	86.9	216.70
2	<i>C. erectus</i> (Mangle botoncillo)	0.76	56.5	0.03	13.7	0.08	13.1	83.30
		1.34	100	0.20	100	0.59	100	300
SM3								
1	<i>A. germinans</i> (mangle blanco)	2.74	100	0.19	100	0.62	100	300.00

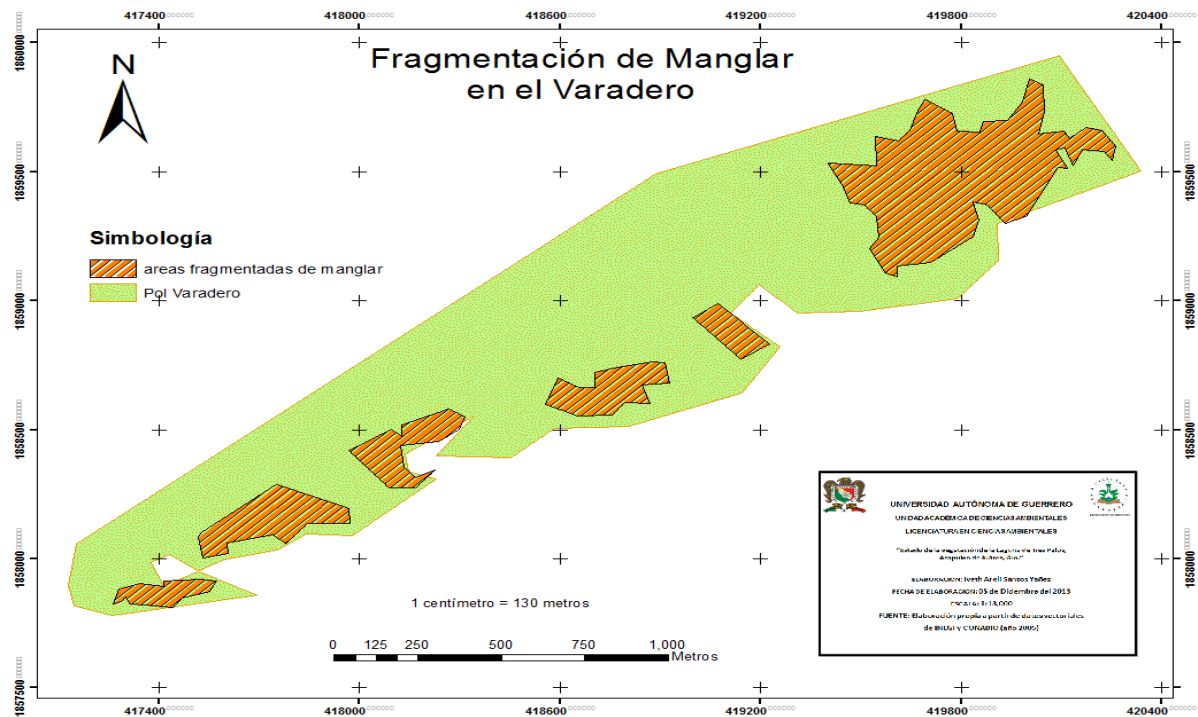
Tabla No. 2. Índice de valor forestal (IVF) en los tres SM

Fuente: Elaboración propia a partir de datos obtenidos en recorridos a campo.

Las especies con altos IVI en los tres SM fueron *A. farnesiana* (Huizache) en el SM 1 y *C. nucifera* (Coco) en el SM 2, los valores determinantes para estas especies fueron la densidad de las especies (Tabla No. 1), considerando que sólo son 4 especies y que de éstas sólo *C. erectus* estuvo presente en dos de 4 SM, los resultados revelan que éstas dos especies jerárquicamente presentan mayor dominancia.

Por otra parte, especies con mayor IVF fueron *A. farnesiana* (Huizache) en el SM 1 y *C. nucifera* (Coco) en el SM 2, esta última a pesar de presentar menor densidad que

C. erectus sus dominancia es mayor estructuralmente. No obstante, *C. erectus* presenta alta importancia estructural (Tabla No. 2).



Comparación de la distribución de manglar entre CONABIO y cartografía elaborada

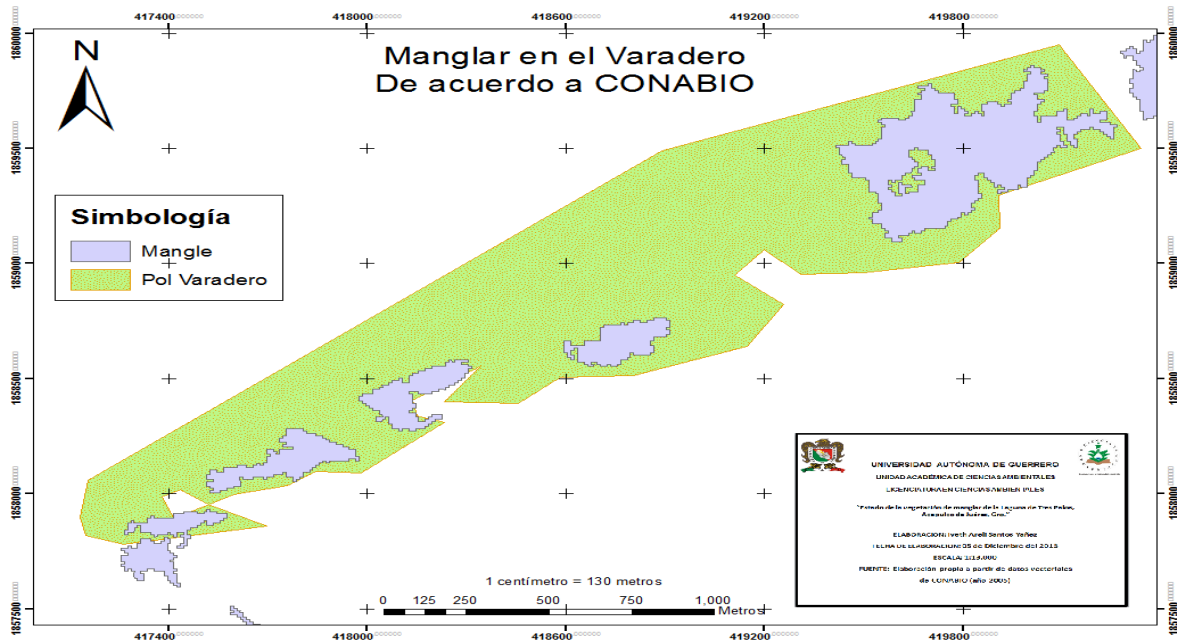
Figura No. 7. Vegetación de manglar en el Varadero

Fuente. Elaboración propia a partir de capas vectoriales de CONABIO, 2013.

Figura No. 8. Extensión de manglar de CONABIO

Fuente: Capas vectoriales de CONABIO, 2013.

El polígono que delimita el área de estudio de la comunidad es de 202 ha., analizando los dos mapas, coincide con la del CONABIO en el hecho de sólo haber mangle fragmentado en El Varadero. Los datos de CONABIO son del 2005, en dicho año se



reportaron 42 ha. de mangle fragmentado. Al momento de realizar el presente trabajo se obtuvieron 36 ha. La distribución del mangle fragmento también coincide en su

mayoría, si ambos mapas se empalman, prácticamente todos los puntos de mangle fragmentado coinciden en ambos mapas.

Conclusiones.

La fragmentación de la vegetación nativa (manglares) ha ido ubicándola en sitios precisos y puntuales, ya que el manglar queda relegado a manchones de vegetación medianamente conservada y a árboles aislados, estas áreas tienen como característica que son zonas inundadas o poco inaccesibles para la población. La fragmentación de los manglares es evidente en los SM 1 y 2 de la localidad El Varadero, donde es común observar mangles aislados, las causas de la fragmentación y pérdida son las relacionadas con las actividades agrícolas, acuícola y apertura de caminos.

Las causas que han originado el deterioro de la composición y estructura de los tipos de del manglar, son las relacionadas con las actividades humanas:

- La tala de manglar, con fines de despejar el terreno para huerto o ganadería, construcción y autoconsumo de leña.
- El cambio de uso de suelo para actividad agrícola, ganadera y construcción de obras turísticos residenciales.
- Relleno de humedales costeros con fines de vivienda.

Es importante ver la reducción de los manglares en cuanto a su superficie, ya que con la comparación, se observa una discrepancia de 6 ha., por lo que mantener los inventarios actualizados es de relevancia para la toma de decisiones para conservar o restaurar dichos ecosistemas.

La fragmentación es uno de los elementos que pone en riesgo la permanencia de los manglares y los servicios que proveen, ya que el aislamiento lleva a problemas de consanguinidad y autopolinización, por lo que estas especies ante escenarios poco favorables como el cambio climático y la urbanización de la zona, pondrán aún más en riesgo la permanencia de estas poblaciones (Juárez-Agis, 2006).

Bibliografía.

Calderón C. O., Aburto E., Ezcurra E. (2009). El Valor de los Manglares, Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Boletín bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, *Biodiversitas*, Num. 82 Enero–Febrero de 2009, págs. 1-6.

CONABIO. (2008). Manglares de México, Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, págs. 7-13, 18-23.

CONABIO, (2013), Geoinformación, cartas vectoriales [Página web], consultado: 04 de Diciembre de 2013, <http://www.conabio.gob.mx>.

Ecosistemas (2005). Evaluación Preliminar de las Tasas de Pérdida de Superficies de Manglar en México, Informe, Instituto Nacional de Ecología, págs. 3-4.

INEGI, (2013), información Guerrero, [Página web], consultado: 26 de Diciembre de 2013, <http://www.inegi.gob.mx>

Juárez-Agís A., López U. J., Vargas H. J. (2006), Variación geográfica en la germinación y crecimiento inicial de plántulas de *Pseudotsuga menziesii* de México, *Agrociencia*, Vol. 40, N°. 6, págs. 783-792.

NOM-059-SEMARNAT, (2010), Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo, Diario Oficial Jueves 30 de Diciembre de 2010 México, págs. 13-78.

Raz-Guzmán A., Sánchez A. J. (1996), Trophic structure related to seagrass habitat complexity, In: J. Kuo, RC Phillips, DI Walker & H Kirkman (eds) *Seagrass Biology: Proceedings of an International Seagrass Workshop*, Rottneest Island, Western Australia 5-29 January, págs. 241-248.

Sánchez, R. M. (2002), Metodología para evaluar las poblaciones de mezquite (*Prosopis* spp.), Baja California Sur, Editorial SAGARPA Módulo "C" INIFAP-Campo Experimental Todos Santos, Folleto Técnico No.6, La Paz, B.C.S., México, págs. 23-28

Rosas, H. L. (2013), Factores antropogénicos de impacto sobre los humedales, Publicación, Estación El Carmen del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, págs. 3-6.

Toledo, J. F. (2008), Estructura e Importancia Cultural de la Vegetación Arbórea en la Mica Chiapas, Tesis de maestría, Montecillo Texcoco, Edo. México, págs. 3-9.

Zarco E .V. M., Valdez H. J. I. (2010), "Estructura y Diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco", Programa Forestal Colegio de Postgraduados, División Académica de Ciencias Biológicas, págs. 1-13.

DETERMINACIÓN PRELIMINAR DEL CAUDAL ECOLÓGICO DEL SISTEMA DE PRESAS EN LA CUENCA DEL RÍO YAQUI

Elías-González, C., F. A.¹; González, E., R.^{1,2}; Dévora, I., G. E.²; Quiñónez, P., J. A.^{1,2}

¹Grupo ATECSI, S. A. de C. V.; ²Instituto Tecnológico de Sonora

Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de Febrero 818 Sur, Colonia Centro, C.P.: 85000 Cd. Obregón, Sonora. Tel / Fax: 644-410-09-00 Ext.: 2116- / 410-09-23

Modalidad: Oral (x) Área: Recursos Naturales, Aprovechamiento Sustentable (x)

Resumen.

El caudal ecológico en ríos y humedales es un instrumento de gestión que permite acordar un manejo integrado y sostenible de los recursos hídricos, que establece la calidad, cantidad y régimen del flujo de agua requerido para mantener los componentes, funciones, procesos y la resiliencia de los ecosistemas acuáticos que proporcionan bienes y servicios a la sociedad. Concilia la demanda económica, social y ambiental del agua, reconoce que los bienes y servicios de las cuencas hidrológicas dependen de procesos físicos, biológicos y sociales, y que únicamente conservando el agua que éstos necesitan, se puede garantizar su provisión futura. Como objetivo del presente documento es el determinar el caudal ecológico necesario para conservar el régimen hidrológico natural actual del cauce del Río Yaqui, considerando los criterios de la Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. Como resultado se obtuvo que la cuenca del Río Yaqui requiere de un volumen anual de 368.37 millones de metros cúbicos de agua superficial para uso ambiental, para así conservar y recuperar a largo plazo el ecosistema ripario de dicha cuenca. Por lo que la implementación de este volumen es de suma importancia para evitar que se siga explotando de manera no sustentable del recurso hídrico en la cuenca, ya que no se ha determinado y mucho menos aplicado dicho volumen, a pesar de considerarse como obligatorio en la Ley de Aguas Nacionales desde 1992.

Introducción.

El caudal ecológico en ríos y humedales es un instrumento de gestión que permite acordar un manejo integrado y sostenible de los recursos hídricos, que establece la calidad, cantidad y régimen del flujo de agua requerido para mantener los componentes, funciones, procesos y la resiliencia de los ecosistemas acuáticos que proporcionan bienes y servicios a la sociedad. Concilia la demanda económica, social y ambiental del agua, reconoce que los bienes y servicios de las cuencas dependen de procesos físicos, biológicos y sociales, y que únicamente conservando el agua que éstos necesitan, se puede garantizar su provisión futura (GWP, 2000). El caudal ecológico también puede definirse como el flujo de agua mínima necesaria que debe mantenerse en un curso fluvial al construir una presa, captación o derivación, de forma

que no se alteren las condiciones naturales del biotopo y se garantice el desarrollo de una vida fluvial igual a la que existía anteriormente y preservando los valores ecológicos en el cauce, por lo que todo proyecto que conlleve la derivación de agua de cauces hídricos naturales (agua potable, riego, hidroeléctricas, trasvases, etc.), deben considerar la conservación del caudal ecológico aguas abajo de las obras, para evitar la alteración de los corredores ecológicos constituidos en cauces (Franquet, 2009). En la Legislación Mexicana, el caudal ecológico se encuentra establecido en la realización de balances hidrológicos de aguas nacionales, así como en proyectos que pretendan aprovechar, usar o explotar el recurso hídrico, esto con la finalidad de propiciar un desarrollo sustentable en las cuencas hidrológicas y acuíferos, y proteger los ecosistemas relacionados a ellos. El caudal ecológico se encuentra inmerso en la prelación establecida de la Ley de Aguas Nacionales (LAN, 2013) en su Artículo Décimo Quinto Transitorio, ubicándose en el quinto puesto de jerarquización bajo el nombre de *“Uso para la conservación ecológica o Uso ambiental”*, definida por la misma Ley en su Artículo 3°, Fracción LIV, como: *“ El caudal o volumen mínimo necesario en cuerpos receptores, incluyendo corrientes de diversa índole o embalses, o el caudal mínimo de descarga natural de un acuífero, que debe conservarse para proteger las condiciones ambientales y el equilibrio ecológico del sistema.”* Por su importancia en la gestión integrada de los recursos hídricos, la conservación de recursos naturales, ecosistemas vitales y el medio ambiente, el caudal ecológico se estableció en el Programa y Planificación Nacional Hídrica de la Ley de Aguas Nacionales (LAN, 2013) en su Artículo 15, Fracción X, siendo esta de carácter obligatorio que dice: *“La programación hídrica respetará el uso ambiental o de conservación ecológica, la cuota natural de renovación de las aguas, la sustentabilidad hidrológica de las cuencas hidrológicas y de ecosistemas vitales y contemplará la factibilidad de explotar las aguas del subsuelo en forma temporal o controlada”*.

Para la cuenca del Río Yaqui se publicó un balance hidrológico de aguas superficiales, el 24 de septiembre de 2007 (DOF, 2007), y otro el 30 de mayo de 2013 (DOF, 2013); en ninguna de estas publicaciones se toma en cuenta el volumen correspondiente a caudal ecológico, por lo que la disponibilidad reportada en 2007 y 2013 de 14.02 y 0.070 hm³ respectivamente, no son sustentables. Por lo que es importante determinar el caudal ecológico para ésta cuenca hidrológica, la más extensa e intensa del estado de Sonora, por sostener la irrigación de las tierras de cultivo de los Distritos de Riego 041 y 018 en el Valle del Yaqui, y generar energía eléctrica en el noroeste del país por medio de centrales hidroeléctricas, así como mantener y contribuir con la conservación de los ecosistemas que sustentan la vida de diversas especies de flora y fauna de las áreas de interés prioritario como lo son el sitio Ramsar Complejo Laguna Bahía Guásimas-Estero Lobos, 12 Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves, Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad marina (1 región), terrestre (13 regiones) y acuática (1 región que abarca aproximadamente el 80% de la cuenca).

Objetivo.

Determinar el caudal ecológico necesario para conservar el régimen hidrológico natural actual del cauce del Río Yaqui.

Metodología.

Se aplicó la NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas, publicada el 20 de septiembre de 2012 en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2012), utilizando su Apéndice Normativo D “*Metodología hidrológica para determinar el régimen de caudal ecológico en corrientes o cuerpos de agua nacionales a nivel de cuenca hidrológica. Aproximación propuesta por la Alianza WWF-Fundación Gonzalo Río Arronte, I.A.P.*”, en razón de conservar un régimen hidrológico natural en la cuenca del Río Yaqui, con la finalidad de reservar un volumen de agua para uso ambiental o para la conservación ecológica conforme a la Ley de Aguas Nacionales. Así mismo, fue necesario atender el Apéndice Normativo A “*Objetivos Ambientales para las cuencas hidrológicas de México*”, por su correlación con el Apéndice Normativo D para conocer el objetivo ambiental por subcuenca en que se divide la cuenca del Río Yaqui (ver la Figura 1).

Según el Apéndice Normativo A, el caudal ecológico para aguas nacionales debe determinarse tomando como base el objetivo ambiental obtenido a partir de la importancia ecológica y la presión del uso de agua en la cuenca. El objetivo ambiental es el estado ecológico que se pretende alcanzar dentro de la cuenca hidrológica para mantener la integridad de los ecosistemas actuales o, cuando se considere que éstos están degradados, el que contribuya a su recuperación o rehabilitación (cuadro 1).

Determinación de la Importancia Ecológica. Para calificar las cuencas hidrológicas en términos de su importancia ecológica, se consideró el criterio de presencia de áreas naturales protegidas federales, estatales, municipales y certificadas; la presencia de humedales de importancia internacional (de la Convención Ramsar); y la presencia de sitios prioritarios para la conservación de los ecosistemas acuáticos epicontinentales enlistados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONABIO-CONANP, 2010).

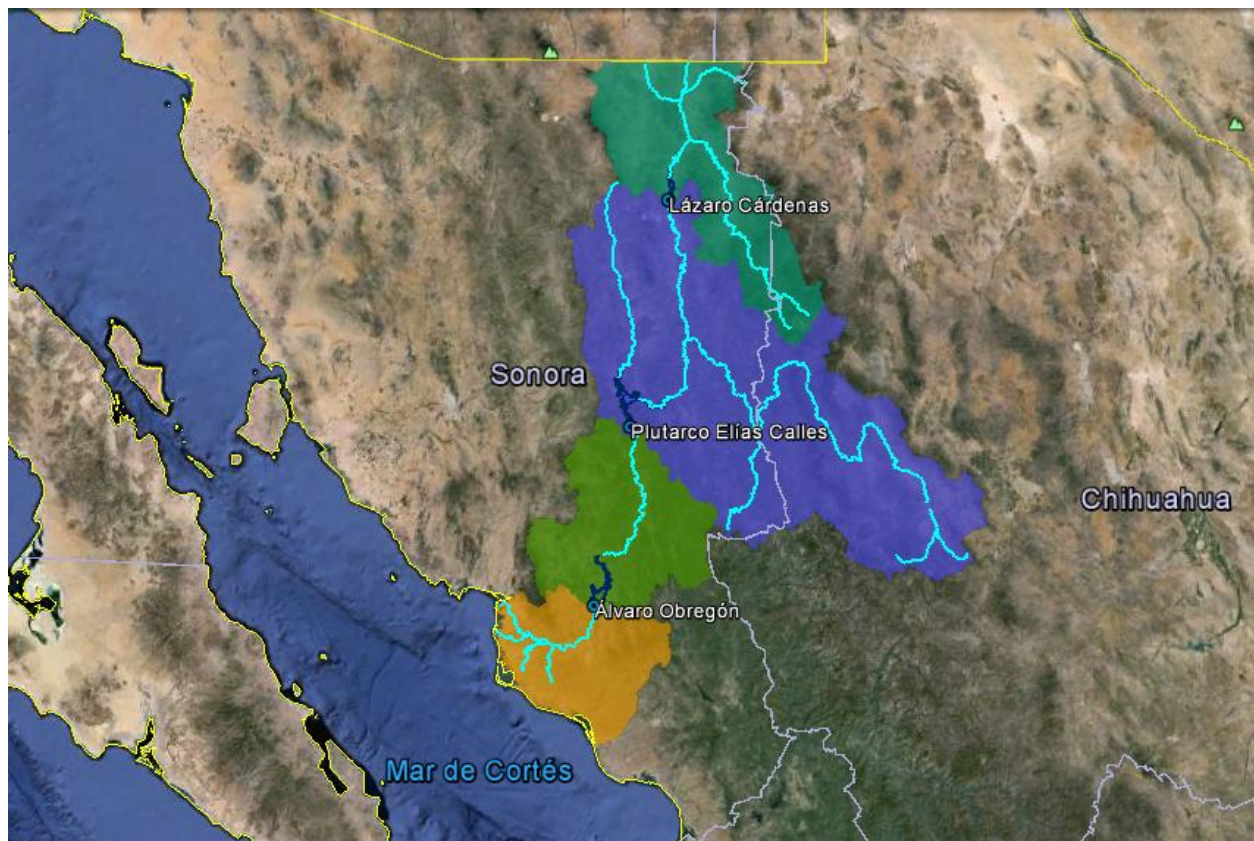


Figura 1. División por subcuenca de la cuenca del Río Yaqui. La superficie de color verde claro corresponde a la subcuenca del Río Bavispe; la de color azul a la subcuenca del Río Yaqui 1; la de color verde a la subcuenca del Río Yaqui 2; y la de color naranja a la subcuenca del Río Yaqui 3. La línea de color azul cielo representa el cauce principal del Río Yaqui. Se presentan las tres principales presas de la cuenca.

Cuadro 1. Matriz de objetivos ambientales, según su importancia ecológica y presión de uso.

Importancia Ecológica	Muy Alta	A	A	B	C
	Alta	A	B	C	D
	Media	B	C	C	D
	Baja	B	C	D	D
	Baja	Media	Alta	Muy Alta	
	Presión de Uso				

Fuente: Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012. Donde:

A = Representa un objetivo ambiental cuyo estado o nivel de conservación deseado es Muy bueno; B = Bueno; C = Moderado; y D = Deficiente.

Determinación de la Presión de Uso. Para calificar las cuencas en términos de su presión de uso de aguas superficiales, se consideró la información de los estudios de disponibilidad de acuerdo a la NOM-011-CNA-2000, publicadas en el Diario Oficial de la

Federación (DOF, 2002), determinando el uso como la relación en porcentaje del volumen asignado y concesionado entre la disponibilidad media anual por cuenca (ecuación 1).

$$\text{Presión de Uso} = \frac{Uc+Ab+Ex+Ev}{Cp+Ar+Im+R} \quad (1)$$

Donde: *Cp* es el volumen medio anual de escurrimiento natural; *Ar* es el volumen medio anual de escurrimiento desde la cuenca aguas arriba; *Uc* es el volumen anual de extracción de agua superficial; *R* es el volumen anual de retornos; *Im* es el volumen anual de importaciones; *Ex* es el volumen anual de exportaciones; *Ev* es el volumen anual de evaporación en embalses; y *Ab* es el volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo, de acuerdo la NOM-011-CNA-2000 (DOF, 2002). El nivel de la presión de uso se determinará de acuerdo al cuadro 2.

Cuadro 2. Nivel de presión de uso de aguas nacionales, según oferta y demanda.

Presión de uso	Muy Alta	Alta	Media	Baja
	≥ 80 %	≥ 40 %	≥ 11 %	≤ 10 %

Fuente: Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012.

Según el Apéndice Normativo D, en sus partes I y II que utiliza valores de referencia y de aproximación hidrológica detallada, respectivamente, la metodología en esta fase del estudio fue el siguiente:

Determinación de la Utilización de valores de referencia. La metodología que se aplicó en esta sección pretendió determinar los elementos del caudal ecológico de la cuenca del Río Yaqui correspondientes al régimen anual de caudales con finalidad ambiental y el volumen anual de agua a reserva para uso ambiental o para la conservación ecológica conforme a la Ley de Aguas Nacionales, donde se proyecta conservar el régimen hidrológico natural actual, reservando un régimen y volumen anual de agua.

Determinación de la Aproximación hidrológica detallada. La metodología que se aplicó en esta sección pretendió determinar de manera detallada los elementos del caudal ecológico de la cuenca del Río Yaqui correspondientes al régimen de caudales ordinarios para las condiciones hidrológicas húmedas, medias, secas y muy secas; el régimen de avenidas considerando al menos tres categorías de avenidas (intraanuales, interanuales de baja magnitud e interanuales de media magnitud) con sus correspondientes atributos de magnitud, duración, frecuencia, momento de ocurrencia y tasa de cambio; y el volumen anual de reserva con finalidad ambiental. La finalidad de esta aproximación fue de conservar, o bien, recuperar o reconstruir el régimen hidrológico actual a partir del régimen hidrológico natural.

Resultados y Discusión.

Resultados de la Importancia Ecológica por subcuenca. Los resultados obtenidos para la cuenca del Río Yaqui se resumen en el cuadro 3. Estos resultados son congruentes con otros estudios, donde se menciona que la cuenca hidrológica del Río Yaqui es una de las cuencas a nivel nacional catalogadas como de extrema prioridad para la conservación de la biodiversidad terrestre, de alta prioridad para la conservación de la biodiversidad acuática-epicontinental y de media prioridad para la conservación de la

biodiversidad marino-costera (Aguilar *et al*, 2011). La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2013) es un antecedente fundamental de la definición de las regiones prioritarias en México.

Resultados de la Presión de Uso por subcuenca. Conforme a los resultados del balance hidrológico sobre la disponibilidad media anual de las aguas nacionales superficiales de la cuenca del Río Yaqui publicado el 30 de mayo de 2013 (DOF, 2013), se obtuvo como resultado que las cuatro subcuencas de la cuenca del Río Yaqui se encuentran en categoría de Muy Alta, como se expresa en el cuadro 3.

Cuadro 3. Resumen de los criterios del objetivo ambiental en la cuenca Río Yaqui.

Subcuenca	Descripción	Importancia Ecológica	Presión de Uso	Estado de Conservación Deseado	Objetivo Ambiental
Río Bavispe	Desde su nacimiento hasta la presa Lázaro Cárdenas (La Angostura)	Muy Alta	Muy Alta	Moderado	C
Río Yaqui 1	Desde la presa Lázaro Cárdenas (La Angostura) hasta la presa Plutarco E. Calles (El Novillo)	Alta	Muy Alta	Deficiente	D
Río Yaqui 2	Desde la presa Plutarco E. Calles (El Novillo) hasta la presa Álvaro Obregón (El Oviáchic)	Media	Muy Alta	Deficiente	D
Río Yaqui 3	Desde la presa Álvaro Obregón (El Oviáchic) hasta su desembocadura en el Mar de Cortes	Muy Alta	Muy Alta	Moderado	C

Resultados del Estado de Conservación por subcuenca. El estado de conservación deseado representa el objetivo ambiental asignado por subcuenca en la cuenca del Río Yaqui, el cual se obtuvo conforme a las reglas de decisión del cuadro 1, por lo que el objetivo ambiental, será el representado en el cuadro 3.

Resultados del Régimen mensual de caudales con finalidad ambiental. Para garantizar y cumplir el adecuado flujo correspondiente a caudal ecológico, el cual se logra al

considerar el Escurrimiento Medio Anual (EMA) por subcuenca en una organización de serie por caudales medios mensuales en años hidrológicos como valores de referencia para el caudal ecológico y el porcentaje adecuado conforme a los objetivos ambientales del estado de conservación de las subcuencas de acuerdo a la norma en mención, escogiéndose el valor más alto del intervalo en corrientes perenes correspondientes al 24% en la subcuenca Río Bavispe y Río Yaqui 3 y el 14% en la subcuenca Río Yaqui 1 y Río Yaqui 2, con la finalidad de asegurar el mayor volumen posible destinado para caudal ecológico, se obtuvieron así los resultados del régimen medio mensual de agua para la conservación ecológica que se presentan en el cuadro 4.

La razón por la que la subcuenca del Río Yaqui 3 no aparezca en el cuadro 4, es porque no existe en esta subcuenca una presa u otro tipo de obra hidráulica que deba de estar regulando el caudal necesario hacia aguas abajo, por lo que el régimen medio mensual de caudal ecológico será el proporcionado por la propia subcuenca y los volúmenes procedentes de aguas arriba con referencia a gasto ecológico.

Cuadro 4. Resultados del régimen medio mensual para caudal ecológico.

Mes	Subcuenca						TOTAL	
	Río Bavispe		Río Yaqui 1		Río Yaqui 2		m ³ /s	hm ³ /mes
	m ³ /s	hm ³ /mes	m ³ /s	hm ³ /mes	m ³ /s	hm ³ /mes		
OCT	2.38	6.17	5.90	15.29	1.01	2.62	9.29	24.08
NOV	1.83	4.74	3.75	9.72	1.13	2.94	6.71	17.40
DIC	6.89	17.85	9.23	23.91	1.52	3.93	17.63	45.69
ENE	5.85	15.17	8.04	20.85	1.39	3.60	15.28	39.61
FEB	5.62	14.55	7.66	19.85	1.50	3.88	14.77	38.29
MAR	4.84	12.54	6.06	15.70	1.81	4.68	12.70	32.91
ABR	1.39	3.60	1.99	5.17	1.24	3.21	4.62	11.97
MAY	0.59	1.53	1.27	3.30	0.99	2.57	2.85	7.40
JUN	0.34	0.88	1.57	4.07	1.21	3.14	3.12	8.09
JUL	4.79	12.43	18.86	48.88	3.13	8.12	26.79	69.43
AGO	9.48	24.58	32.22	83.52	4.15	10.75	45.85	118.85
SEP	4.19	10.87	17.84	46.25	2.45	6.36	24.49	63.48
TOTAL	48.19	124.90	114.40	296.52	21.52	55.78	184.10	477.20
MEDIA	4.02	10.41	9.53	24.71	1.79	4.65	15.34	39.77

Resultados del Régimen de caudales ordinarios estacionales. Una vez conocido el volumen para el caudal con finalidad ambiental, se requiere conservarlo o incluso recuperarlo, por lo que este punto es para garantizar el volumen para efecto de balance de disponibilidad hidrológico de aguas superficiales, siendo así un volumen comprometido exclusivamente para la conservación del ambiente como un usuario más de la cuenca con prioridades. Lo anterior se logra al considerar el Escurrimiento Medio Anual (EMA) por subcuenca en una organización de serie por caudales medios mensuales en años hidrológicos para su posterior asociación de los caudales ordinarios

estacionales y el cálculo en percentiles conforme a la norma y la frecuencia de recurrencia de los mismos de acuerdo a sus objetivos ambientales conforme a la norma. Al realizar el cálculo de la ecuación proporcionada por la norma se obtuvo el resultado que se requirió para esta sección, siendo estos los que se presentan en los cuadros 5, 6, 7 y 8.

Cuadro 5. Resultados de volumen de caudal ecológico en la subcuenca del Río Bavispe para efectos de balance hidrológico.

Tipo de Año (Percentil)	Muy Seco (P0) hm ³ /mes	Seco (P10) hm ³ /mes	Medio (P25) hm ³ /mes	Húmedo (P75) hm ³ /mes
ENE	1.12	4.47	7.87	57.56
FEB	0.00	3.54	6.20	75.37
MAR	0.00	0.33	5.27	42.95
ABR	0.00	0.10	2.82	19.75
MAY	0.00	0.00	0.00	9.57
JUN	0.00	0.00	0.17	5.94
JUL	1.78	9.50	15.02	66.24
AGO	7.64	31.58	46.67	129.58
SEP	1.19	7.06	17.57	59.48
OCT	0.00	2.09	4.97	42.66
NOV	0.00	0.20	2.88	24.01
DIC	0.00	3.01	6.22	101.68
Volumen del régimen del caudal base (V _{coe} - hm ³ /año) para cada condición	11.73	61.87	115.67	634.79
% Escurrimiento medio anual	2.25	11.89	22.23	121.98
Frecuencia de ocurrencia (f _{coe})	0.60	0.40	0.00	0.00
Volumen para efecto de balance de disponibilidad (V _{tcoe} - hm ³ /año)	31.79	Porcentaje del escurrimiento medio anual		6.11

Cuadro 6. Resumen de resultados de volumen de caudal ecológico en la subcuenca del Río Yaqui 1 para efectos de balance hidrológico.

Tipo de Año (Percentil)	Muy Seco (P0) hm ³ /mes	Seco (P10) hm ³ /mes	Medio (P25) hm ³ /mes	Húmedo (P75) hm ³ /mes
ENE	13.15	21.61	29.23	117.45
FEB	14.47	26.67	31.34	144.69
MAR	0.53	12.11	24.94	92.79
ABR	0.00	4.41	13.61	43.30
MAY	0.00	6.49	10.21	26.89
JUN	0.00	4.27	10.63	38.53

JUL	54.65	134.07	175.67	428.28
AGO	163.81	243.01	366.25	716.43
SEP	9.70	93.97	117.57	459.31
OCT	9.93	25.21	37.20	119.46
NOV	5.86	14.52	24.93	83.98
DIC	0.00	19.73	28.18	239.00
Volumen del régimen del caudal base (V _{coe} - Hm ³ /año) para cada condición	272.10	606.07	869.77	2510.10
% Escurrimiento medio anual	12.84	28.59	41.03	118.42
Frecuencia de ocurrencia (f _{coe})	1.00	0.00	0.00	0.00
Volumen para efecto de balance de disponibilidad (V _{tcoe} - Hm ³ /año)	272.10	Porcentaje del escurrimiento medio anual		12.84

Cuadro 7. Resumen de resultados de volumen de caudal ecológico en la subcuenca del Río Yaqui 2 para efectos de balance hidrológico.

Tipo de Año (Percentil)	Muy Seco (P0) hm³/mes	Seco (P10) hm³/mes	Medio (P25) hm³/mes	Húmedo (P75) hm³/mes
ENE	0.00	7.29	14.03	33.00
FEB	0.25	11.52	18.37	34.10
MAR	0.17	13.92	20.26	43.15
ABR	1.35	9.37	17.07	26.95
MAY	0.00	1.91	9.11	25.42
JUN	0.00	1.70	9.26	29.58
JUL	9.11	23.71	35.72	76.38
AGO	14.41	32.94	44.58	88.18
SEP	5.36	17.78	25.14	71.42
OCT	0.00	3.31	7.41	22.69
NOV	0.00	6.17	12.65	30.23
DIC	0.00	14.12	19.34	32.90
Volumen del régimen del caudal base (V _{coe} - Hm ³ /año) para cada condición	30.63	143.74	232.95	514.01
% Escurrimiento medio anual	7.76	36.39	58.98	130.13
Frecuencia de ocurrencia (f _{coe})	1.00	0.00	0.00	0.00

Volumen para efecto de balance de disponibilidad (VtCoe - Hm3/año)	30.63	Porcentaje del escurrimiento medio anual	7.76
--	-------	--	------

Cuadro 8. Resumen de resultados de volumen de caudal ecológico en la subcuenca del Río Yaqui 3 para efectos de balance hidrológico.

Volumen del régimen del caudal base (Vcoe - Hm3/año) para cada condición	21.24	52.77	60.86	124.65
% Escurrimiento medio anual	21.76	54.04	62.33	127.66
Frecuencia de ocurrencia (fCoe)	0.60	0.40	0.00	0.00
Volumen para efecto de balance de disponibilidad (VtCoe - Hm3/año)	33.85	Porcentaje del escurrimiento medio anual		57.40

Conclusión.

La importancia ecológica de las subcuencas Río Bavispe y Río Yaqui 3 es de Muy Alto, mientras que la subcuenca del Río Yaqui 1 es de Alto y la Río Yaqui 2 es de Medio. Las cuatro subcuencas del Río Yaqui cuentan con una presión de uso de agua de Muy Alto. Bajo estos criterios, se obtiene que la subcuenca del Río Bavispe y Río Yaqui 3 se encuentran en un estado de conservación de categoría "C" de moderado, mientras que las subcuencas del Río Yaqui 1 y Río Yaqui 2 se encuentran en un estado de conservación de categoría "D" de deficiente.

El régimen mensual de caudales con finalidad ambiental para la subcuenca del Río Bavispe es de 124.90 millones de metros cúbicos anuales; la del Río Yaqui 1 requiere de 296.52 millones de metros cúbicos anuales para cumplir dicho régimen; y la del Río Yaqui 2 requerirá de 55.78 millones de metros cúbicos anuales para tal rubro. La subcuenca del Río Yaqui 3 no cuenta con un caudal obligatorio que cumplir, debido a que esta subcuenca no cuenta con una presa u otra obra hidráulica que retenga el recurso hídrico.

El volumen para uso ambiental en la cuenca del Río Yaqui, asciende hasta los 368.37 millones de metros cúbicos de agua superficial. Este es el primer paso para recuperar el ecosistema ripario de la cuenca.

Al aplicar el volumen correspondiente a gasto ecológico, la cuenca se encuentra en un déficit catastrófico. Por lo que es necesaria la implementación de cualquier medida de ahorro de agua o cancelación de títulos de agua para solventar dicho déficit, y con ello la recuperación del ecosistema del río Yaqui.

Referencias.

- Aguilar, V., Kolb, M., Koleff, P. y Urkiza Hass, T., 2011. *Las cuencas de México y su biodiversidad: Una visión integral de las prioridades de conservación*. Capítulo 29 de "Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización". pp 142-153.
- CONABIO, 2013. Página Oficial de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible para *World Wide Web*: <http://www.conabio.gob.mx/>
- CONABIO-CONANP, 2010. Sitios prioritarios acuáticos epicontinentales para la conservación de la biodiversidad, escala: 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F. Disponible para *World Wide Web*: http://www.conabio.gob.mx/información/metadatos/gis/spec1mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl_indent=no
- DOF, 2002. Diario Oficial de la Federación. NORMA Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2000, *Conservación del recurso agua-Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales*. Publicado el 18 de Febrero de 2007. México.
- DOF, 2007. Diario Oficial de la Federación. ACUERDO por el que se da a conocer el resultado de los estudios de disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas de los ríos Sonora 1, San Miguel, Sonora 2, Sonora 3, Mátape 1, Mátape 2, Bavispe, Yaqui 1, Yaqui 2, Yaqui 3, de los arroyos Cocoraque 1, Cocoraque 2, Río Mayo 1, Arroyo Quiriego, Río Mayo 2 y Río Mayo 3, mismos que forman la región hidrológica número 9 denominada Sonora Sur. Utilizando información hidrométrica de 1964 al 31 de diciembre de 2004. Publicado el 24 de Septiembre de 2007. México.
- DOF, 2012. Diario Oficial de la Federación. NORMA Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012, *Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*. Publicado el 20 de Septiembre de 2012. México.
- DOF, 2013. Diario Oficial de la Federación. ACUERDO por el que se da a conocer el resultado de los estudios de disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas de los ríos Sonora 1, San Miguel, Sonora 2, Sonora 3, Mátape 1, Mátape 2, Bavispe, Yaqui 1, Yaqui 2, Yaqui 3, de los arroyos Cocoraque 1, Cocoraque 2, Río Mayo 1, Arroyo Quiriego, Río Mayo 2 y Río Mayo 3, mismos que forman la región hidrológica número 9 denominada Sonora Sur. Utilizando información hidrométrica de 1964 al 31 de diciembre de 2010. Publicado el 30 de Mayo de 2013. México.
- Franquet, B., J. M., 2009. *El caudal mínimo medio ambiental del tramo inferior del Río Ebro*. Anexo 5. Conceptualización de los caudales ecológicos. Primera edición en mayo de 2009. España. pp 289-297.
- GWP, 2000. UN-Water and Global Water Partnership (GWP) Roadmapping for Advancing Integrated Water Resources Management (IWRM) Processes. Based on the Copenhagen Initiative on Water and Development.
- LAN, 2013. Ley de Aguas Nacionales. Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de enero de 1992, última reforma publicada en la DOF 07-06-2013. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, Secretaría General, Presidencia de la República de los Estados Unidos Mexicanos, México, D.F.

DINAMICA DE UN CONTAMINANTE A TRAVÉS DE UN MEDIO POROSO MEDIANTE SIMULACIONES INCLUYENDO FENÓMENOS DE SORCIÓN

Chávez-Toledo, C.¹, Leyva-Pacheco, J.A.¹, Rodríguez C., R.J.², Mendivil-Reynoso, T.^{1,3},
Ramírez-Rodríguez, L.P.^{1,3}

¹Ingeniería Ambiental Industrial, Universidad Estatal de Sonora, Hermosillo, Son. México.

²Centro de Investigación de Alimentación y Desarrollo A.C., Hermosillo, Son. México.

³Departamento de Investigación en Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Son. México

José S Healy Priv. B No. 3 Col San Benito, 6621004369, uespatricio@hotmail.com

Modalidad: Oral () Cartel (X) Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales(X), Energía (). Gestión Ambiental () y Residuos ().

Introducción.

El monitoreo de la dinámica de los contaminantes en distintos medios como agua, aire o suelo es de importancia para medir su impacto ambiental. Los llamados fenómenos de transporte de los contaminantes en cualquier medio se estudian a partir de las condiciones físicas y biológicas, y su metodología es mediante el uso del balance de materia, energía y el de momento. Estas condiciones varían cuando la superficie expuesta al contaminante es un medio poroso o un fluido.

La difusión de los contaminantes en un medio poroso puede verse afectada por los fenómenos de sorción y como consecuencia de ello a mitigar la concentración del contaminante, por ejemplo, el uso de zeolitas y carbón activado.

El modelo de transporte consta de varios fenómenos entre los cuales son: convección, difusión y reacciones químicas. La difusión se refiere al movimiento debido a una diferencia de concentración, de mayor hacia la menor concentración ya que la tendencia de la naturaleza busca una distribución homogénea. La convección es el movimiento de dicha sustancia en el medio en el cual se está transportando. La reacción química es un proceso que es resultado de la interacción del contaminante y el medio (adsorción, desorción, intercambio iónico).

Los medios porosos, como por ejemplo, suelo, roca o concreto; son una red de poros interconectados. El estudio del flujo en un medio poroso se puede tratar a un nivel microscópico y acotado con una superficie agua-sólido. A nivel microscópico se puede calcular los flujos utilizando las ecuaciones de Navier-Stokes, sin embargo, es impráctico debido a que no es fácil imponer condiciones de frontera correctas para la interfaz agua-sólido.

Los flujos en medios porosos se estudiará desde un punto de vista macroscópico, es decir, considerando como un medio continuo.

Difusión molecular. El flujo J_m debido a la difusión molecular a nivel microscópico se expresa mediante la ley de Fick.

$$\vec{J}_m = -D\nabla c$$

Donde D es el coeficiente de difusión molecular en un fluido continuo. En un sistema acuoso diluido, el flujo debido a la difusión molecular a nivel macroscópico se puede expresar como:

$$\vec{J}_m = -T^*D\nabla c = -D^*\nabla c$$

Donde T^* es la tortuosidad del camino del soluto en el medio poroso.

Por otro lado, la adsorción es principalmente un fenómeno de superficie y se distingue de la absorción porque implica la penetración de una sustancia en el cuerpo de otra. Este fenómeno se ha aprovechado en la ingeniería, por ejemplo, se usa en el estudio de caldos acuosos diluidos, en control de contaminación de agua y aire.

Para el estudio de la adsorción se requiere:

- i) Las relaciones de equilibrio y de la capacidad de adsorción de los sistemas.
- ii) La rapidez de la adsorción con respecto a fenómenos difusionales y cinéticos de superficies.
- iii) Balances de masa y energía del sistema específico.
- iv) Condiciones iniciales y de frontera.

Son cuatro tipos de adsorción de acuerdo con el tipo de interacción de la superficie y el soluto: física, iónica, hidrofóbica y de afinidad.

Tipo de adsorción.	Tipo de interacción.	Ejemplos
Física	London Van der Waals	Carbón activado.
Iónica	Electrostática	Zeolitas.
Hidrofóbica	Región hidrofóbica del soluto c el el sólido	Se fabrican de celulosa.
de afinidad	Son muy particulares entre soluto y el sólido, siendo entonces muy selectiva este ti de adsorción.	Se fabrican de Sefadex Celufine.

Los análisis de equilibrio es vía los llamados isothermas de adsorción, muestran la cantidad de sustancia que se recupera en el sustrato o matriz a cierta temperatura. Los cuatro isothermas básicos son: irreversibles, Freundlich, Langmuir y el lineal.

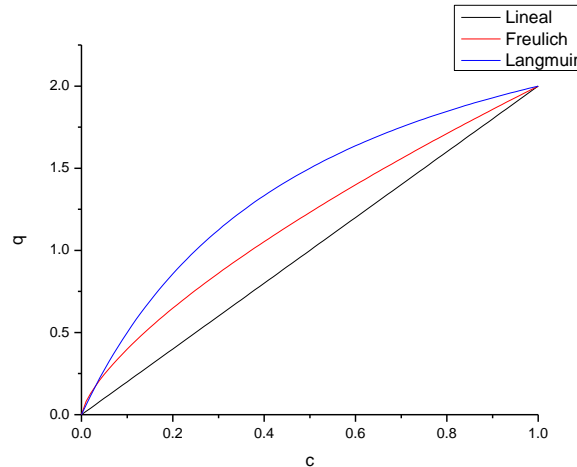
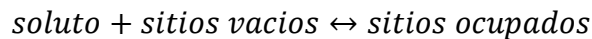


Figura 1. Muestra los isothermas de adsorción lineal, Freulich y Langmuir.

La forma de los isothermas de Langmuir se puede explicar suponiendo que sobre el adsorbato existen sitios específicos en los que las partículas del soluto se unen reversiblemente. La adsorción es proporcional a la concentración de soluto y a la concentración de sitios vacíos. Entonces:



La constante de equilibrio de desorción K_d (Tejeda, 2010) quedaría:

$$K_d = \frac{[\text{solutos}][\text{sitios vacíos}]}{[\text{sitios ocupados}]}$$

Por otro lado, el número total de sitios activos para la adsorción es constante e igual al número de sitios vacíos más los sitios ocupados, entonces

$$[\text{sitios ocupados}] = \frac{[\text{sitios totales}][\text{solutos}]}{K_d + [\text{solutos}]}$$

Y como la cantidad de soluto adsorbida es proporcional a la concentración de sitios ocupados y la capacidad máxima del adsorbente es dependiente de los sitios totales, entonces:

$$q = \frac{q_m c}{K_d + c}$$

Cabe destacar que se ha supuesto que la adsorción se produce en una monocapa y que todos los solutos tienen una igual afinidad de atracción por el adsorbato. (Langmuir, 1916).

El flujo de la dispersión hidrodinámica se puede expresar mediante la suma del flujo de dispersión mecánica, y molecular. La masa total de la sustancia que se transporta a través de un medio poroso es:

$$\vec{J}_T = \Phi(-D_h \nabla c + c \vec{v})$$

De D_h es el coeficiente de dispersión hidrodinámico, Φ es la porosidad del medio en el caso de el sistema este saturado. El coeficiente de dispersión esta generalmente relacionado con las características físicas del medio poroso y del fluido así como la tortuosidad, los canales incompletos, recirculación entre otros factores.

Objetivo.

Estudiar la dinámica de un contaminante en un medio poroso considerando un isoterma tipo lineal y Langmuir mediante el método de elemento finito.

Metodología.

Las hipótesis que se tomaron en el presente trabajo fueron que la sustancia a estudiar se transporta en un medio poroso, en un flujo saturado. La cantidad de sustancia que entra y sale del volumen control es por advección y difusión.

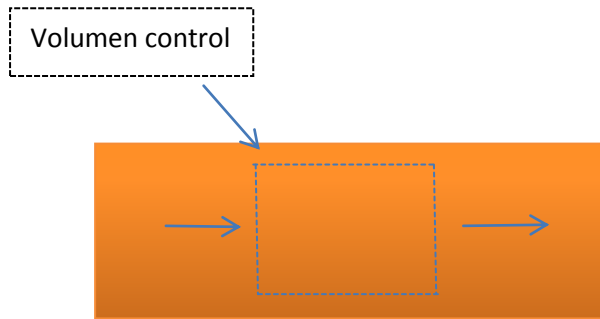


Figura 2. Se muestra el medio poroso en café, el cuadrado punteado es el volumen control.

Hay reacciones químicas entre la sustancia y la superficie, es decir, adsorción, se denota con la letra s . Como el flujo es saturado, la masa de un contaminante por unidad de volumen del medio poroso se denota como Φc , entonces bajo las condiciones expuestas en el trabajo tenemos:

$$\frac{\partial \Phi c}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{J}_T - s$$

Usando

$$\vec{J}_T = \Phi(c\vec{v} - D_h \cdot \nabla c)$$

Sea q la cantidad de masa adsorbida sobre el sólido por la masa del sólido, ρ_s es la densidad del medio poroso y θ_s es la fracción volumétrica del sólido. Entonces la ecuación diferencial parcial de segundo orden a resolver es:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla \cdot (c\vec{v} - D_h \cdot \nabla c) - \frac{1 - \Phi}{\Phi} \frac{\partial(\rho_s q)}{\partial t}$$

En una dimensión quedaría

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\Phi} \frac{\partial q}{\partial t}$$

Se toma la isoterma con comportamiento lineal

$$q = Kc$$

En este caso

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\Phi} K \frac{\partial c}{\partial t}$$

El presente trabajo se centra en el estudio de la dinámica de un contaminante a través medio poroso, ya que en las actividades mineras, extracción de crudo, derrame de aceite de carros, agricultura entre otras impactan al ambiente ocurren estos eventos y determinar los tiempo de viaje de la sustancia cuando hay un derrame involuntario con fines de remediar el medio afectado. La ecuación diferencial se resolverá usando el método de elemento finito (Fish, 2007).

Tabla 1. Parámetros

Parámetros	Valor
Porosidad	0.1
La concentración inicial	1 kg/m ³
Difusión molecular	1.27[m ² /día]
Viscosidad dinámica	0.001 Pas
Constante de Langmuir	0.01
Sorción máxima	0.1
K (lineal)	0.001

Resultados y discusión.

A continuación se muestra la condición inicial en la figura 3. Se puede observar la concentración en la parte superior.

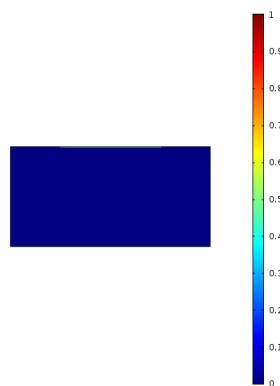


Figura 3. Muestra la condición inicial del sistema.

Se calculó la dispersión de una sustancia en un medio poroso para en 1 y 10 años después del derrame, sin adsorción, después con un isoterma tipo Langmuir y finalmente lineal. La parte en rojo significa que hay mayor concentración y azul menor concentración.

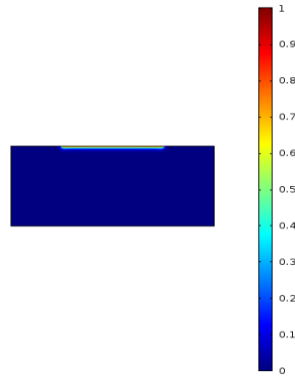


Figura 4. Se muestra la concentración considerando un isoterma lineal después de un año.

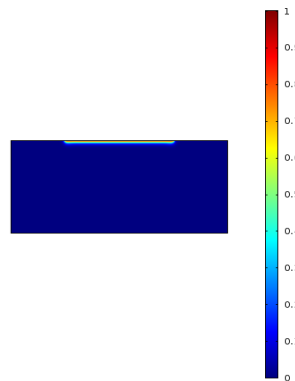


Figura 5. Se muestra la concentración después de un año con una adsorción tipo Langmuir.

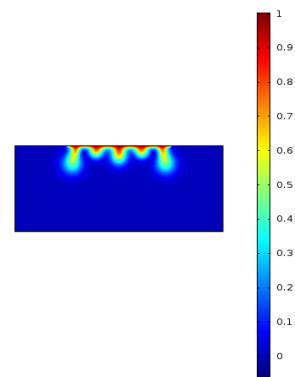


Figura 6. Se muestra el perfil de la concentración sin adsorción después de un año.

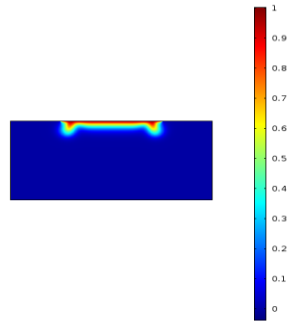


Figura 7. Se muestra el perfil de la concentración isoterma tipo Langmuir en 10 años.

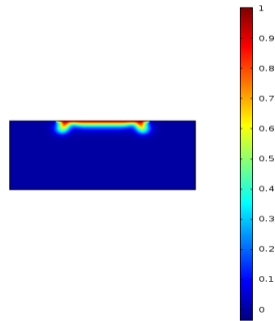


Figura 8. Se muestra el perfil de la concentración en 10 años, isoterma lineal.

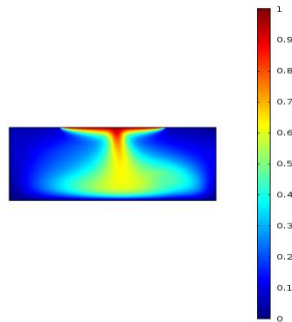


Figura 9. Se muestra el perfil de la concentración después de 10 años sin fenómenos de sorción.

Conclusiones.

Se calculó la dispersión de una sustancia a través de un medio poroso utilizando en método de elemento finito para tres casos especiales, suponiendo que no hay adsorción, además una adsorción tipo Langmuir y Lineal mediante simulaciones numéricas. Se puede observar que los fenómenos de sorción tienen un fuerte efecto sobre la concentración de una sustancia que se transporta a través del medio, entonces, las zeolitas o el carbón activado, efectivamente ayudan a mitigar contaminantes, esto ya se sabe y en la actualidad se utiliza mucho, sin embargo, en

este trabajo se muestra los efectos desde el punto de vista teórico. El siguiente paso, es realizar experimentos con zeolita o carbón activado para comparar el modelo con la realidad.

Referencias

Fish, J and Belytschko, T. 2007 *A first course in Finite Element*. USA: John Wiley Sons, Inc.

Langmuir, I. 1916. *The constitution and fundamental properties of solids and liquids*. *J. Am. Chem. Soc.*, 38, 2221-2295.

Tejeda, A., Montesinos, R.M. y Guzmán, R. 2011 *Bioseparaciones*. México: Pearson.

“DESCRIPCIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS EL METAFITON DEL RÍO MOCTEZUMA”

Luna Campero Marianela¹, Lavandera-Barreras Guilebaldo¹, Martínez Vázquez Rubén² Adolfo, García-Bedoya Daniel².

¹División de Ciencias Biológicas de la Universidad de la Sierra. Carretera Moctezuma Cumpas km 2.5 C.P. 84561.

²Universidad Estatal de Sonora (UES-UAH) Ley Federal del Trabajo S/N, Col. Apolo, Hermosillo, Sonora, México. C.P. 83100. Tel. (662) 2895900, fax (662) 2895900, correo electrónico: dqbedoya@gmail.com

RESUMEN

Se realizó un estudio donde se describe la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados al metafiton en el tramo del Río Moctezuma que comprende las localidades de Jécori y Térapa. En el mes de Marzo del 2013, se colectaron 1238 individuos agrupados en 32 familias. Partiendo del 5% de abundancia relativa, la familia más abundante en Jécori fue Chironomidae (318 individuos) con 55.40% y en Térapa Stratiomyidae (230 individuos) con 34.64%. Los índices ecológicos empleados fueron la diversidad de Simpson y el Índice de rarefacción basado en Chao 1, los cuales arrojaron valores aceptables para ambos sitios, considerando el tramo de Jécori como moderadamente diverso, y el tramo de Térapa como relativamente diverso, evidenciando que aún en el mismo sistema lótico las condiciones del medio repercuten en la estructura de la comunidad, estas diferencias sugieren que el oxígeno disuelto y la temperatura pueden determinar la presencia o ausencia de familias de macroinvertebrados dentro de la matriz metafítica. Este estudio es pionero dentro de la investigación de las comunidades de macroinvertebrados metafíticas para la región noroeste del país y demuestra que el estudio del metafiton puede darnos datos importantes sobre la calidad del agua y pudiendo ser una herramienta para la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos hídricos.

Palabras Claves: metafiton, macroinvertebrados, estructura de la comunidad, Río Moctezuma.

INTRODUCCIÓN

El Río Moctezuma al igual que todos los ecosistemas lóticos está gobernado principalmente por el movimiento del agua, tanto, que los patrones y los procesos lóticos están casi siempre en función del flujo, el cual ha dado forma a casi todas las características de estos sistemas incluyendo la morfología, la tasa de transferencia de energía los ciclos de la materia y nutrientes, además de los regímenes de producción que son determinantes en la dinámica de la estructura de la comunidad, es decir, la distribución de los organismos en espacio y tiempo (De la Parra y Rodelo 2012).

Entre las comunidades que habitan estos sistemas se encuentran los macroinvertebrados que comprenden una gran parte de la diversidad biológica, siendo con frecuencia el principal componente animal de los sistemas lóticos (Esteves, 1988, citado por Marín *et al*, 2011); estos organismos juegan un papel importante en la red

trófica controlando la cantidad y distribución de sus presas y constituyendo una fuente alimenticia para consumidores terrestres y acuáticos (Wade *et al*; 1989, citado por Marín *et al*, 2011), además de acelerar la descomposición de detritos y contribuir al reciclaje de nutrientes (Wallace *et al*; 1997, citado por Marín *et al*, 2011). Por otra parte, también se encuentran las algas del perífiton que constituyen una comunidad adherida a rocas, sedimentos, materia vegetal, arena hojas y macrófitas, consideradas como productores primarios de la red trófica (Allan, 1995; Wetzel, 2001, citado por Marín *et al*, 2011). Cuando las algas son arrastradas lejos del sustrato donde se encuentran adheridas por efecto de la corriente estas pueden formar un sustrato temporal de algas suspendidas denominado metafiton (Nadezhda, 2008); creando una fuente de refugio y a la vez alimento para los macroinvertebrados diversificando su comunidad. La importancia ambiental de este metafiton no solo radica en la función de refugio y sustrato para los organismos sino que puede ser utilizado en procesos de remediación ambiental para cuerpos de agua continentales.

La mayoría de los estudios relacionados con macroinvertebrados en México, están enfocados en la bioindicación dentro del proceso de evaluación de la calidad del agua, ya que mediante el análisis de composición taxonómica y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, se puede llegar a determinar la calidad ambiental de los sistemas loticos. Sin embargo la falta de estudios sobre la composición y estructura de macroinvertebrados en el norte del país específicamente en el estado de Sonora hacen que la elaboración de trabajos como este sean importantes, para dar a conocer la diversidad de macroinvertebrados presentes en sus ríos y su uso potencial como bioindicadores de la calidad de los ambientes acuáticos, bajo este escenario se ha planteado esta investigación, con los objetivos de describir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados asociados al metafiton en el tramo del Río Moctezuma que comprende Jécori y Térapa. Además de identificar las familias de macroinvertebrados encontrados por muestra; así como determinar la abundancia relativa por familia y describir las variables de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en función de las variables físico-químicas.

OBJETIVOS

Objetivo General

Describir la estructura de la comunidad de macroinvertebrados asociados al metafiton en el tramo del Río Moctezuma que comprende Jécori y Térapa.

Objetivos Específicos

- Identificar las familias de macroinvertebrados encontrados por muestra
- Determinar la abundancias relativas por familias
- Describir las variables de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en función de las variables físico-químicas

METODOLOGÍA

El presente trabajo se realizó en el Río Moctezuma, tomando como áreas de muestreo los tramos ubicados en los municipios de Cumpas (Jécori) y Moctezuma (Térapa), localizados en el estado de Sonora. Las coordenadas geográficas del área de muestreo se encuentran entre los 29°57'03.5" N y los 109°44'59.9" W para el tramo de Jécori y para el tramo de Térapa entre los 29°40'43.5"N 109°39'11.8"W, ambos tomados con GPS marca "Garmin". Los muestreos se llevaron a cabo en el mes de Marzo del 2013, que corresponde al periodo de sequía. Se elaboró dos transectos de 100m cada uno en cada sitio. El material metafítico, se colectó manualmente del centro y orillas, y se guardó en bolsa plástica (tipo "ziploc") con formol al 20%. Posteriormente las muestras se trasladaron al laboratorio de Fitopatología y Entomología en la Universidad Estatal de Sonora (UES) ubicado en la ciudad de Hermosillo para su identificación, esta se llevó a cabo con la ayuda de un estereoscopio CARL ZEISS 47 5002-9902, cajas Petri de plástico y pinzas metálicas SIMCO de punta fina para obtener los especímenes. Los individuos encontrados fueron depositados en frascos de vidrio con alcohol al 70% para su preservación y por medio de claves taxonómicas se llevó a cabo su caracterización hasta el nivel de familias.

En cuanto a las variables fisicoquímicas el Oxígeno disuelto y temperatura se tomaron con el Sistema Portable de Medición de Oxígeno Disuelto YSI modelo 55, la conductividad y el pH con sistemas portables tipo pluma marca Hanna; para la salinidad se utilizó un Refractómetro ZEISS. Dichos datos fueron anotados en la bitácora de campo y posteriormente capturados en una base de datos.

Los datos numéricos de las Familias encontradas por sitios fueron procesados en el programa de cálculo Excel, se exportó a un formato compatible con el programa EstimateS 9.1.0, para obtener los valores de la diversidad de Chao 1 y el índice de Simpson. Por último los valores obtenidos fueron graficados en Excel para su interpretación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aspectos Fisicoquímicos

Las variaciones en los parámetros físicos y químicos del agua, pueden ser difíciles de detectar, tanto por haberse mitigado sus efectos unos kilómetros más abajo del río, como por ser solo detectables en el momento en el que se producen. En este sentido, el estudio de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos permite realizar un rápido análisis que refleja la situación del sistema acuático e informa si en el pasado se han originado alteraciones, integrando los componentes químicos, físicos y biológicos. Siendo, las características fisicoquímicas del medio acuático como el pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura (Cuadro 1), las que suelen ejercer una importante influencia sobre la distribución de los macroinvertebrados fluviales y son a menudo los parámetros a los cuales los organismos son más sensibles (Carbacho, 2012).

Temperatura

Un posible explicación para determinar cómo la variación de la temperatura a diversas escalas espaciales y temporales influye en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados es la propuesta por Vannote y Sweeney (1980; citado por Álvarez, 2009) nombrada: Hipótesis del equilibrio termal, la cual indica que el rango de amplitud térmica al que se ven sometidos los distintos segmentos de una

determinada cuenca fluvial, puede afectar a la capacidad de los mismos para acoger a un determinado número de taxones de macroinvertebrados, ya que su tolerancia a la temperatura puede ser relativamente heterogénea. Debido a que la amplitud termal a la que se ven sometidos los diferentes segmentos de una cuenca difiere en función de su localización, se espera que los macroinvertebrados presentes en dichos segmentos respondan a dicho patrón. La Hipótesis del equilibrio termal plantea que un segmento que cuenta con un mayor rango de amplitud térmica tiene más capacidad para acoger a un mayor número de taxones de macroinvertebrados, mientras que en un segmento con menor rango aparecen menos taxones, con abundancias más elevadas, debido a que éstos se desarrollan en condiciones más cercanas a su óptimo de temperatura.

La mayoría de los organismos acuáticos toleran cambios graduales de temperatura, pero cambios drásticos pueden causarles estrés térmico además de modificar las concentraciones de oxígeno disuelto en agua. Cuando las temperaturas se encuentran por arriba de los 32°C pueden ser letales para muchos organismos acuáticos.

Conductividad

En cuanto a la conductividad los ríos sostienen una buena actividad pesquera, cuando esta oscila entre 50 y 500 $\mu\text{mhos/cm}$. Cuando la conductividad se encuentra fuera de este rango puede indicar que el agua no tiene condiciones adecuadas para algunas especies de peces y macroinvertebrados (Chávez y Orantes, 2010). Para el caso del presente estudio los valores de conductividad sobrepasan dichos niveles de conductividad, pero aún son considerados como valores normales ya que a niveles de 1000 $\mu\text{mhos/cm}$ podrían provocar efectos adversos para la vida vegetal y acuática (Solís *et al*, 2011).

Es posible que un aumento de la conductividad se deba a la presencia de vertidos tanto de origen urbano como agropecuario asimismo las variaciones en la conductividad pueden relacionarse con el flujo de agua, que puede mezclar aguas con distinta composición química (Pujante *et al*, 1995).

Oxígeno Disuelto

Por otro lado, el oxígeno disuelto se encontró en concentraciones mayores a las reportadas por la Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992; citado por Fuente y Massol, 2002)) donde se indica que a temperaturas de 20 y 25° C con una salinidad de 0.030% el oxígeno disuelto en agua es de 9.092 y 8.263 mg/L respectivamente. Concentraciones tan altas pueden ser explicadas debido a que el oxígeno disuelto en los ecosistemas lóticos depende de la presión atmosférica, de la temperatura y de la altura sobre el nivel del mar. Al mismo tiempo también depende de las características del cauce, la turbulencia del agua, los procesos químicos y biológicos y a la poca cantidad de materia orgánica. Por último, estos valores de oxígeno favorecen una alta densidad biológica y el desarrollo de la fauna béntica (Guerrero *et al*, 2003).

Desacuerdo al pH obtenido, se mantuvo una unidad por debajo del neutro en los sitios muestreados, como se pudo observar en el Cuadro 1, lo cual no afecta en el desarrollo de los organismos acuáticos, debido a que la Global Water Watch México (2003) indica

que un pH menor de 4 o mayor de 10 es considerado letal para peces y otros organismos. El descenso del pH puede ser un indicador de lluvia ácida, de escorrentías de suelos ácidos (minas) o contaminación con desechos de origen animal. El pH alto o bajo puede causar varios efectos en los huevos al eclosionar, matar las fuentes de alimento para los insectos o hacer que el agua sea inhabitable para cualquier tipo de vida acuática.

Cuadro 1. Resultado de las variables fisicoquímicas de los sitios muestreados.

	Temperatura °C		O ₂ disuelto Mg/L		Conductividad µS		pH	
	\bar{X}	D.E	\bar{X}	D.E	\bar{X}	D.E	\bar{X}	D.E
Jécori	24.8083	±0.4776	10.285	±0.3156	882.3333	±20.7948	6	0
Térapa	21.2	±1.1279	13.73	±0.4024	769.2142	±44.3485	6	0

Aspectos biológicos

En el presente estudio se consideraron las familias, más abundantes partiendo del 5% de abundancia relativa para describir la estructura de la comunidad. Se colectaron 1238 individuos agrupados en 32 familias, de los cuales 574 organismos pertenecientes a 18 familias corresponden al tramo de Jécori y 664 organismos en 30 familias para el tramo de Térapa. La familia más abundante en Jécori fue Chironomidae (318 individuos) con 55.40% del total de organismos colectados. En Térapa, la familia más abundante, fue Stratiomyidae (230 individuos) con 34.64% (Fig. 1).

La familia más abundantes en Jécori y en Térapa pertenecen al grupo de dípteros, uno de los órdenes de insectos más abundantes, y ampliamente distribuidos en todo el mundo (Fernández, 2002). Chironimidae es conocida por ser oportunista y rápida colonizadora que se adaptan a condiciones fluctuantes (Acosta, 2009). Dichos organismos son capaces de poseer un tipo especial de hemoglobina la cual les permite sobrevivir en ambientes con deficiencia de oxígeno y toleran una alta carga de nutrientes y materia orgánica (Zelada, 2012). Debido a estas características, ha sido considerada frecuentemente como potenciales organismos indicadores en el monitoreo de perturbaciones (Acosta, 2009). En cuanto a la familia Stratiomyidae, las larvas se encuentran, generalmente en los márgenes de los sistemas loticos entre detritus y plantas vasculares (Vaquerano *et al*, 2012). Habitan en aguas de corriente lenta o en aguas estancadas, donde suelen vivir fijas a macrófitas o musgos (Oscosz, 2009). Los límites de tolerancia de las larvas de esta familia son muy amplios ya que se les puede encontrar en aguas termales o bien en aguas salobres (Reinoso *et al*, 2008) y se les puede considerar como indicadores de aguas meso-eutróficas (Rivera, 2011).

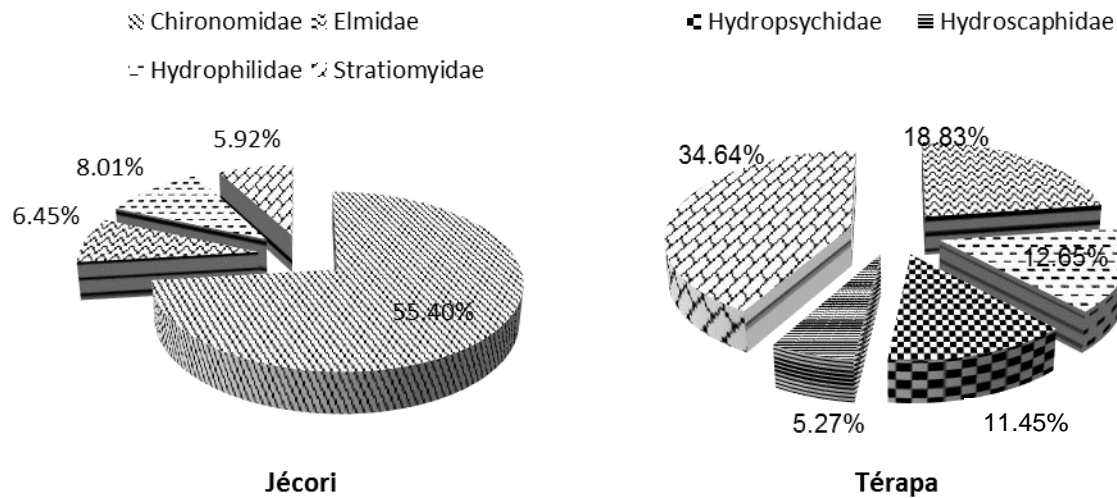


Figura 1. Abundancias relativas de familias presentes en Jécori y Térapa a partir del 5%

Índice de Rarefacción

En los análisis de rarefacción es necesario construir una curva suavizada de acumulación de especies y después comparar la riqueza de estas mismas entre dos o más sitios de interés (Gotelli & Colwell 2001). Estas curvas muestran, el número de especies acumuladas conforme se va aumentando el esfuerzo de muestreo en un sitio, de tal manera, que la riqueza aumentara hasta que llegue un momento, en el cual, por más que se muestre, el número de especies alcanzara un máximo y se estabilizara en una asíntota (Escalante, 2003). Esto no se puede observar en los resultados (Fig. 2), lo cual indica que existen especies que no aparecieron en el muestreo, por lo que un mayor esfuerzo podría modificar este resultado, para que el estimador presente una aproximación más significativa de la riqueza de especies en los dos sitios muestreados (Rico et al, 2005). Este resultado muestra que aunque existe una tendencia diferente en la riqueza de cada una de las comunidades muestreadas no se puede concluir con certeza que cada tramo del río contiene una comunidad distinta, hacen falta más muestreos para que los “lowers” y “uppers” de cada uno de los sitios se separen y demuestren una diferencia significativa.

Índice de Diversidad

El índice de Simpson, atribuye más peso a la abundancia relativa de las especies comunes, subestimando las especies raras de una comunidad, dado que se basa en la probabilidad de que dos individuos extraídos de una comunidad infinitamente grande sean de la misma especie (Portland StateUniversity, 2010).

Para el índice de Simpson el valor mínimo es 1 y a los ecosistemas naturales que presentan un índice de 5 o mayor a este, se les considera como relativamente diversos (Gliessman, 2002) de manera que el valor aumenta a medida que la comunidad se vuelve más diversa (Portland StateUniversity, 2010). En base a los resultados obtenidos mediante este índice se puede considerar al tramo de Jécori como moderadamente

diverso, mientras que el tramo de Térapa se acerca al valor establecido anteriormente para ecosistemas naturales relativamente diversos (Fig. 3).

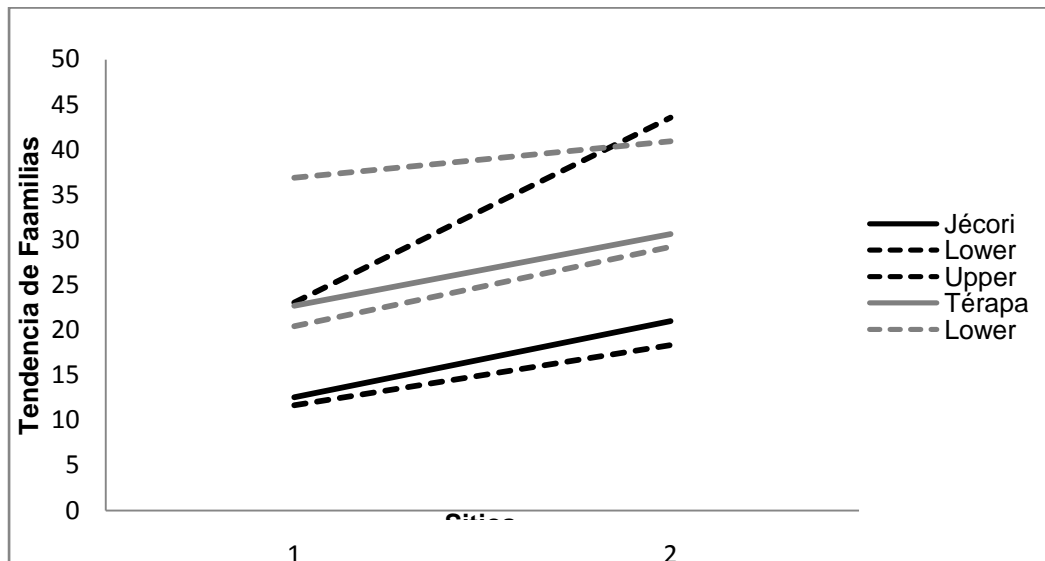


Figura 2. Índice de rarefacción basado en Chao 1 para los sitios de Jécori y Térapa

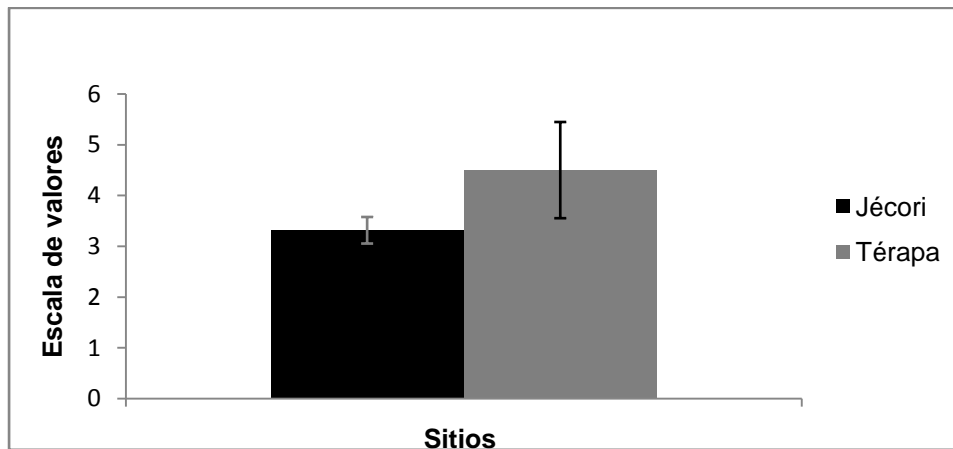


Figura 3. Diversidad de familias empleando el índice de Simpson para los sitios de Jécori y Térapa

CONCLUSIONES

Las familias más representativas para Jécori fueron Chironomidae, Hydrophilidae, Elmidae y Stratiomyidae en este mismo orden de abundancia. Por otra parte, para Térapa las familias más abundantes fueron Stratiomyidae seguida por Elmidae, Hydrophilidae, Hydropsychidae e Hydroscaphidae respectivamente.

En general las familias más abundantes encontradas en Jécori y Térapa cuentan con una amplia distribución e inclusive algunas con adaptaciones fisiológicas y morfológicas que les permiten vivir en distintas condiciones dentro de los ecosistemas acuáticos, como en el caso de las Familias Chironomidae y Stratiomyidae, donde la primera es

considerada una de las más tolerantes a la calidad del agua, por lo que se puede encontrar en varios tipos de microhábitats dentro de los ríos y la segunda es capaz de tolerar aguas con altas temperaturas y aquellas con un elevado nivel de salinidad.

En general en los dos sitios de estudio los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron constantes y dentro de rangos favorables para el desarrollo de la vida acuática beneficiando de tal manera la diversidad de familias de macroinvertebrados.

Aunque la estructura de la comunidad tiende a mostrar diferencias entre los dos sitios estudiados esto no puede demostrarse con claridad, independientemente de los factores fisicoquímicos, este hecho puede mejorar si se efectúan investigaciones en los mismos sitios de estudio, en épocas semejantes y con un mayor esfuerzo de muestreo, dando como posible resultado una semejanza en las dos áreas muestreadas.

Con respecto al índice calculado, la dominancia de Simpson fue alta para ambos sitios, principalmente para Térapa.

En base al estimador de Chao 1 tanto Térapa como Jécori no alcanzaron una asíntota, lo que indica que al realizar más muestreos en dichas áreas se encontrarán nuevas familias que anteriormente fueron descartadas por no haber realizado un mayor esfuerzo de muestreo.

Se puede concluir que los resultados obtenidos indican que “Jécori” se encuentra mayormente impactado que “Terapa” lo cual coincide con el tamaño de los poblados y también se puede observar que existe una tendencia hacia la pérdida de especies en “Térapa” si se incrementa la presión ambiental (explotación del recurso hídrico).

BIBLIOGRAFÍA

Acosta C., (2009). Estudio de la cuenca Altoandina del Río Cañete (Perú) distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y características hidroquímica de sus cabeceras cársticas. Universidad de Barcelona. Barcelona, España; 177 pág.

Álvarez M. (2009). Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la directiva marco del agua. Universidad de Cantabria. Santander, España; 185 pág.

Carbacho C. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice milimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Universidad de Barcelona. Barcelona, España; 70 pág.

Chávez J. y E. Orantes, (2010). Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativas para determinar la calidad del agua del

Río Sensunapán, Departamento de Sonsonate, El Salvador, C.A. Universidad de el Salvador. San Salvador, El Salvador; 113 pág.

De la Parra A. y K. Rodelo (2012). Composición y Abundancia de la Comunidad de Algas Perifíticas del río cesar asociado a variables físico-químicas e Hidrológicas durante los meses de febrero-septiembre del año 2011. Universidad del Atlántico. Barranquilla, Atlántico, Colombia; 87 pág.

Escalante T., (2003) ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. Ciencia y Cultura. Elementos [<http://www.elementos.buap.mx/num52/htm/53.htm>] vol. 52, pp. 53-56.

Fernández L. (2002). Uso de los insectos acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua de ríos utilizados por beneficios de café en la provincia de Alajuela, Costa Rica. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica; 69 pág.

Gliessman S. (2002) Agroecología: Procesos Ecológicos en Agricultura sostenible. CATIE. Turrialba, Costa Rica; 358 pág.

Global Water Watch México (2003). Talleres de Monitoreo Físico-Químico. International Center for Aquaculture and Aquatic Environments. Recuperado el 16 de Enero del 2014, tomado de:
<http://gww.auburn.edu/MEX/MXesp/MXInfoBasicaParametrosSp.aspx#Temp>

Gotelli N. y Colwell R. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4:379-391

Guerrero F., A. Manjarres, N. Nuñez, (2003). Los Macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (Cuenca del Río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. Universidad del Magdalena. Santa Marta, Magdalena, Colombia; 13 pág.

Marín N., N. Corredor, C. Bustamante, (2011). Aspectos Ecológicos de comunidades bénticas de un sistema fluvial andino, Armenia, Quindío, Colombia. Universidad del Quindío. Armenia, Quindío, Colombia 58 pág.

Nadezhda B. (2008). Spatial distribution of macrofauna in a littoral zone with drifting macroalgae in the Neva estuary. Estonian Journal of Ecology, [http://www.kirj.ee/public/Ecology/2008/issue_3/ecol-2008-3-198-213.pdf] Petersburg, Russia; 57,3,198-213

Oscoz J., 2009. Guía de campo Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro. Confederación hidrográfica del Ebro. Gobierno de España; 128 pág.

Portland State University. (2010). La Diversidad Biológica. Ecoplexity Teaching Ecological complexity Recuperado el 17 de Enero del 2014, Tomado de: [<http://ecoplexity.org/node/659?page=0,1>] Portland, Oregon, United States; 2 pág.

Pujante A., F. Martínez-López y G. Tapia (1995). Macroinvertebrados y calidad de las aguas de los Ríos próximos a la central térmica de Andorra (Teruel, España). Universidad de Valencia. Valencia, España; 8 pág.

Reinoso G., F. Villa, J. García, M. Vejarano, H. Esquivel. (2008). Biodiversidad Faunística y Florística de la cuenca mayor del Río Saldaña (Subcuenca Anamichú). Biodiversidad Regional Fase IV. Grupo de Investigación en Zoología, Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia; 150 pág.

Rico G., A.; J. Beltrán, .A. Álvarez, E. Flórez. (2005). Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, pacífico colombiano. Biota Neotrop. [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032005000200009].vol.5, n.1a, pp. 99-110. ISSN 1676-0603

Rivera J. (2011).Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia; 156-174 pág.

Solís G., A. Villalba, A. Gerardina, J. Del Castillo y F. Meraz, (2011). Físico-Química del agua superficial y sedimento en el Río Santa Cruz, Sonora, México. Revista de Ciencias Biológicas y de la Salud. [

<http://www.biocetecnia.uson.mx/revistas/articulos/9ART%20FISICO%20QUIMICA%20DEL%20AGUA.pdf>] volumen XIII, Número 1. pp. 3-9.

Vaquerano E., J. Farfán, J. Escobar (2012). Tiempo de muestreo para determinar calidad ambiental del agua del Río Copinula utilizando el índice biológico de familias de macroinvertebrados modificado para el salvador. Universidad del Salvador. San Salvador, El Salvador; 125 pág.

Zelada J. (2012). Análisis de la Riqueza, Composición y Abundancia de Macroinvertebrados Bentónicos en los Ríos Pampumay y Pensalic-Panchiguajá. Universidad de San Carlos de Guatemala. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Guatemala; 51 pág.

ESTUDIO DE UN CONTAMINANTE ATRAVES DE UNA BIOPELICULA MEDIANTE SIMULACIONES NUMERICAS.

García B. Daniel¹, Murguía R. Christian¹, Rodríguez C. Rosalba Josefina², Ramírez R. Luis Patricio^{1,3}

¹Ingeniería Ambiental Industrial, Universidad Estatal de Sonora, Hermosillo, Son. México.

²Centro de Investigación de Alimentación y Desarrollo A.C. , Hermosillo, Son. México.

³Departamento de Investigación en Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Son. México

José S Healy Priv. B No. 3 Col San Benito, 6621004369, uespatricio@hotmail.com

Modalidad: Oral () Cartel (X) Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales(X), Energía (). Gestión Ambiental () y Residuos ().

Introducción.

La bioremediación es el uso del metabolismo de microorganismos para remover contaminantes, el cual se puede hacer in situ o ex situ. La bioremediación in situ significa que el tratamiento sobre el material contaminado se realiza en el lugar de interés, y en la ex situ, la bioremediación se puede hacer en otro lugar, por ejemplo un laboratorio. Algunos ejemplos son el uso de biorreactores, la composta, la fitoremediación, entre otras. El uso apropiado de ciertas bacterias ayudaría a limpiar suelos de aceites y otros contaminantes.

Los microorganismos se encuentran en todas partes, es decir, son una fuerza del ambiente. En las últimas décadas se han utilizado en tratamientos de aguas, bacterias que han caracterizadas y explotadas para estos fines. El ingeniero ambiental debe de entender el rol de los microorganismos en el ambiente para utilizarlos de manera provechosa como en suelo o agua.

Para los residuos orgánicos en los tratamientos de aguas podrían degradarse biológicamente usando comunidades microbianas en condiciones donde el ingeniero los pueda controlar, entonces la comprensión por parte del ingeniero de los fundamentos de la proliferación microbiana y la cinética del sustrato es de suma importancia.

En el diseño de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales se debe tener en cuenta que para metabolizar los desechos orgánicos solubles y coloidales deben mantenerse la población microbiana y la biomasa. Estos tratamientos biológicos dependen de varios factores como el tipo y la concentración de los residuos orgánicos, aceptores de electrones, la humedad, temperatura, nutrientes necesarios y la ausencia de compuestos tóxicos e inhibitorios. La comprensión de tales condiciones deben ser comprendidas por los ingenieros ambientales para diseñar y administrar el tratamiento biológico de aguas residuales.

En el presente trabajo se desarrolló un modelo matemático que describe el proceso de difusión de una sustancia dentro de una biopelícula usando el método de elemento finito, este problema involucra el transporte de masa y la interacción de componentes químicos, esto es de interés para los físicos e ingenieros.

Una reacción química surge del movimiento molecular de los reactivos para formar y romper enlaces y formar nuevos productos. Los procesos de difusión son de interés en Física, Química y Biología, cuyo origen, según la ley de Fick, se debe a la diferencia de concentraciones en el espacio.

La difusión tiene muchas aplicaciones en el área de los semiconductores, en el diseño de reactores catalíticos, en el transporte de contaminantes en agua, aire y suelo, entre otros. La ecuación a resolver es

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \nabla \cdot (D \nabla c) + f(c, x, t)$$

De donde c es la concentración de una sustancia, D es la difusividad y $f(c, x, t)$ son las reacciones químicas que ocurren en la biopelícula. El consumo, es decir, la cinética del soluto se tomará de primer orden en la biopelícula.

Metodología.

En el presente trabajo se estudió mediante un modelo matemático y simulaciones numéricas el efecto de una biopelícula en la disminución de un contaminante. La relación entre un material y la concentración de un material u y el flujo J , es una relación constitutiva y se determina vía el experimento. En este caso la ecuación constitutiva se le llama ley de Fick, la cual establece que en estado estacionario la difusión del flujo J es proporcional al gradiente de la concentración.

$$\vec{J} = -D \nabla c$$

Des la difusividad la cual mide el movimiento de una región de más alta concentración a otra mas baja concentración.

La ecuación de difusión es:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla \cdot (D \nabla c)$$

La cantidad de sustancia que entra y sale del volumen control es por advección, dispersión y difusión. Hay reacciones químicas o eléctricas entre la sustancia y la superficie superficial, es decir, adsorción, se denota con la letra s

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{J}_T - s$$

Usando

$$\vec{J}_T = \Phi(c\vec{v} - D_h \cdot \nabla c)$$

La cinética de las reacciones químicas se puede clasificar mediante el orden de la reacción, en el caso de un solo reactivo c , el orden de la reacción química está dada por el valor de n de la ecuación siguiente:

$$\frac{dc}{dt} = -kc^n$$

El comportamiento de los reactivos en el tiempo es:

Ecuación	Orden	Solución
$\frac{dc}{dt} = -k$	Cero	$c = c_0 - kt$
$\frac{dc}{dt} = -kc$	Uno	$c = c_0 e^{-kt}$
$\frac{dc}{dt} = -kc^2$	Dos	$\frac{1}{c} - \frac{1}{c_0} = kt$
$\frac{dc}{dt} = -kc^3$	Tres	$\frac{1}{c^2} - \frac{1}{c_0^2} = 2kt$

Sin embargo, no siempre es posible clasificar la cinética en términos del orden de la reacción, por ejemplo:

$$\frac{dc}{dt} = -\frac{kX_a}{K_s + c}c$$

Para el consumo del substrato, la cinética de Monod se ha asumido,

$$\frac{dc}{dt} = -\frac{kX_a}{K_s + c}c$$

Tomaremos que la ecuación cinética de Monod se puede aproximar de primer orden cuando $K_s \gg c$:

$$\frac{dc}{dt} = -\alpha c$$

de donde $\alpha = \frac{kX_a}{K_s}$, entonces se necesita estimar los parámetros k , X_a y K_s dependen de las condiciones ambientales y de los microorganismos.

Entonces, la ecuación diferencial a resolver es

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \cdot (-D\nabla c) = -\alpha c$$

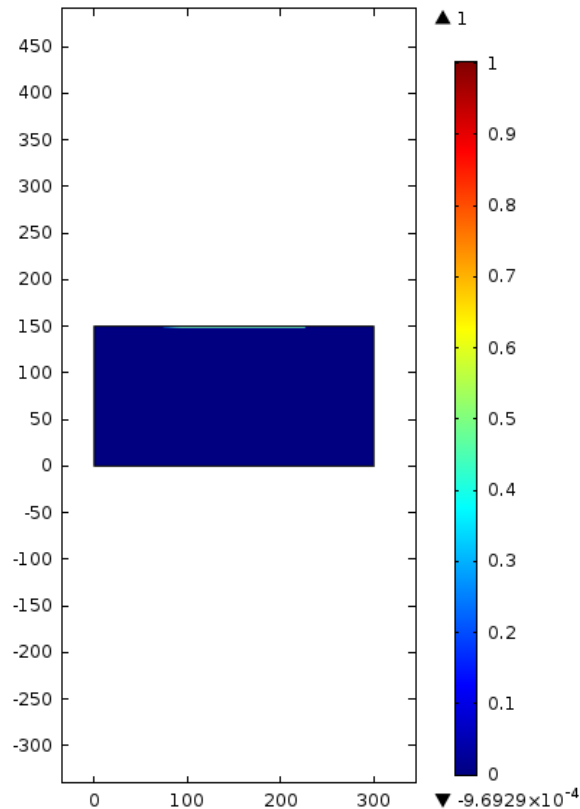
Parámetros	Valor
Porosidad	0.1
La concentración inicial	1 kg/m ³
Difusión molecular	1.27[m ² /día]
Viscosidad dinámica alfa	0.001 Pas

Objetivo.

Estudiar el efecto de la biopelícula en la concentración de un contaminante utilizando el método de elemento finito (Fish, 2007)

Resultados y discusión.

A continuación se muestran los resultados de la simulación considerando una reacción de orden uno.



La dispersión de la sustancia después de un año sin considerar reacciones químicas se puede observar en la figura 2.

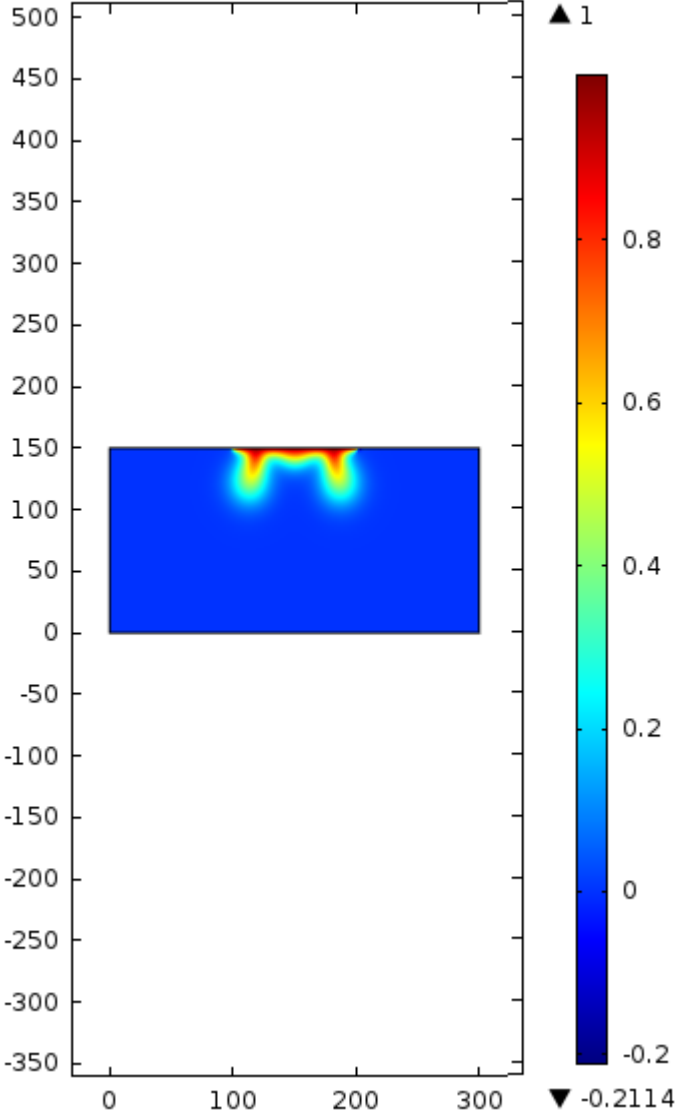


Figura 2.

La dispersión de la sustancia debido a difusión en la película, considerando una reacción química de primer orden.

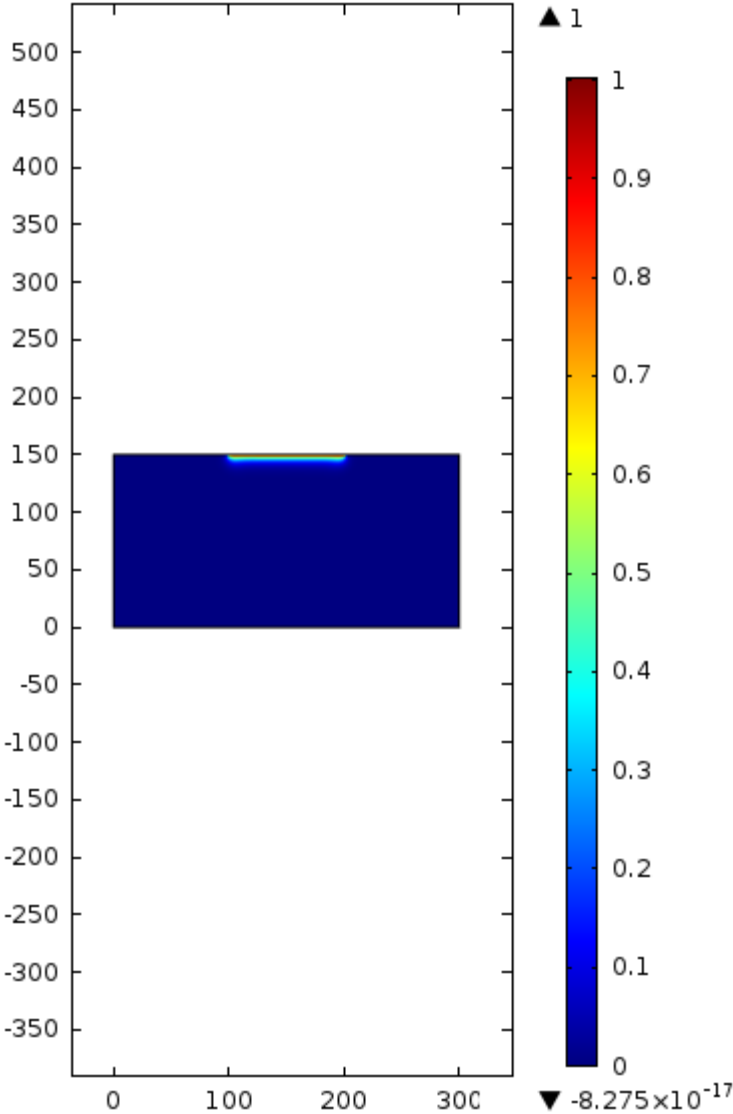


Figura 3.

Conclusiones.

Se calculó la dispersión de una sustancia a través de un medio poroso utilizando el método de elemento finito suponiendo una reacción de orden uno mediante simulaciones numéricas. Se puede observar el efecto sobre la concentración de una sustancia que se transporta a través de la película, este comportamiento se observa cualitativamente en la realidad. El siguiente paso es desarrollar un experimento, donde se caracteriza la biopelícula y con ello comprobar la teoría. El comportamiento se observa que hay simetría con respecto a un eje, esto se debe a las condiciones simétricas del sistema.

Referencias

Fish, J and Belytschko, T. 2007 *A first course in Finite Element*. USA: John Wiley Sons, Inc.

DINÁMICA DE UN CONTAMINANTE A TRAVÉS DE UN MEDIO POROSO MEDIANTE SIMULACIONES INCLUYENDO FENÓMENOS DE SORCIÓN

Chávez T. Carlos¹, Leyva P. Julieta Amada¹, Rodríguez C. Rosalva Josefina², Mendivil R. Temistocles^{1,3}, Ramírez R. Luis Patricio^{1,3}

¹Ingeniería Ambiental Industrial, Universidad Estatal de Sonora, Hermosillo, Son. México.

²Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Hermosillo, Son. México.

³Departamento de Investigación en Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Son. México

José S Healy Priv. B No. 3 Col San Benito, 6621004369, uespatricio@hotmail.com

Modalidad: Oral () Cartel (X) Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales(X), Energía (). Gestión Ambiental () y Residuos ().

Introducción.

El monitoreo de la dinámica de los contaminantes en distintos medios como agua, aire o suelo es de importancia para medir su impacto ambiental. Los llamados fenómenos de transporte de los contaminantes en cualquier medio se estudian a partir de las condiciones físicas y biológicas, y su metodología es mediante el uso del balance de materia, energía y el de momento. Estas condiciones varían cuando la superficie expuesta al contaminante es un medio poroso o un fluido.

La difusión de los contaminantes en un medio poroso puede verse afectada por los fenómenos de sorción y como consecuencia de ello a mitigar la concentración del contaminante, por ejemplo, el uso de zeolitas y carbón activado.

El modelo de transporte consta de varios fenómenos entre los cuales son: convección, difusión y reacciones químicas. La difusión se refiere al movimiento debido a una diferencia de concentración, de mayor hacia la menor concentración ya que la tendencia de la naturaleza busca una distribución homogénea. La convección es el movimiento de dicha sustancia en el medio en el cual se está transportando. La reacción química es un proceso que es resultado de la interacción del contaminante y el medio (adsorción, desorción, intercambio iónico).

Los medios porosos, como por ejemplo, suelo, roca o concreto; son una red de poros interconectados. El estudio del flujo en un medio poroso se puede tratar a un nivel microscópico y acotado con una superficie agua-sólido. A nivel microscópico se puede calcular los flujos utilizando las ecuaciones de Navier-Stokes, sin embargo, es impráctico debido a que no es fácil imponer condiciones de frontera correctas para la interfaz agua-sólido.

Los flujos en medios porosos se estudiará desde un punto de vista macroscópico, es decir, considerando como un medio continuo.

Difusión molecular. El flujo J_m debido a la difusión molecular a nivel microscopio se expresa mediante la ley de Fick.

$$\vec{J}_m = -D\nabla c$$

Donde D es el coeficiente de difusión molecular en un fluido continuo. En un sistema acuoso diluido, el flujo debido a la difusión molecular a nivel macroscópico se puede expresar como:

$$\vec{J}_m = -T^*D\nabla c = -D^*\nabla c$$

Donde T^* es la tortuosidad del camino del soluto en el medio poroso.

Por otro lado, la adsorción es principalmente un fenómeno de superficie y se distingue de la absorción porque implica la penetración de una sustancia en el cuerpo de otra. Este fenómeno se ha aprovechado en la ingeniería, por ejemplo, se usa en el estudio de caldos acuosos diluidos, en control de contaminación de agua y aire.

Para el estudio de la adsorción se requiere:

- i) Las relaciones de equilibrio y de la capacidad de adsorción de los sistemas.
- ii) La rapidez de la adsorción con respecto a fenómenos difusionales y cinéticos de superficies.
- iii) Balances de masa y energía del sistema específico.
- iv) Condiciones iniciales y de frontera.

Son cuatro tipos de adsorción de acuerdo con el tipo de interacción de la superficie y el soluto: física, iónica, hidrofóbica y de afinidad.

Tipo de adsorción.	Tipo de interacción.	Ejemplos
Física	London Van der Waals	Carbón activado.
Iónica	Electrostática	Zeolitas.
Hidrofóbica	Región hidrofóbica del soluto con el sólido	Se fabrican de celulosa.
de afinidad	Son muy particulares entre soluto y el sólido, siendo entonces muy selectiva este tipo adsorción.	Se fabrican de Sefadex Celufine.

Los análisis de equilibrio es vía los llamados isotermas de adsorción, muestran la cantidad de sustancia que se recupera en el sustrato o matriz a cierta temperatura. Los cuatro isotermas básicos son: irreversibles, Freundlich, Langmuir y el lineal.

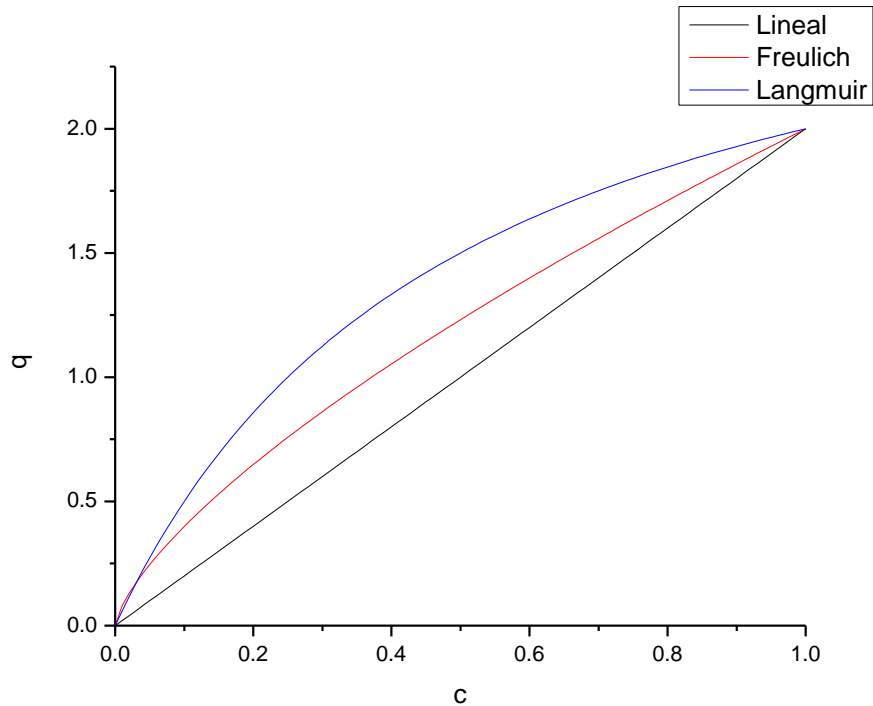
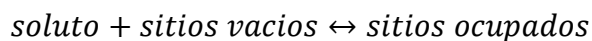


Figura 1. Muestra los isotermas de adsorción lineal, Freulich y Langmuir.

La forma de los isotermas de Langmuir se puede explicar suponiendo que sobre el **adsorbato** existen sitios específicos en los que las partículas del **soluto** se unen reversiblemente. La adsorción es proporcional a la concentración de soluto y a la concentración de sitios vacíos. Entonces:



La constante de equilibrio de desorción K_d (Tejeda, 2010) quedaría:

$$K_d = \frac{[\text{solutos}][\text{sitios vacíos}]}{[\text{sitios ocupados}]}$$

Por otro lado, el número total de sitios activos para la adsorción es constante e igual al número de sitios vacíos más los sitios ocupados, entonces

$$[\text{sitios ocupados}] = \frac{[\text{sitios totales}][\text{soluto}]}{K_d + [\text{soluto}]}$$

Y como la cantidad de soluto adsorbida es proporcional a la concentración de sitios ocupados y la capacidad máxima del adsorbente depende de los sitios totales, entonces:

$$q = \frac{q_m c}{K_d + c}$$

Cabe destacar que se ha supuesto que la adsorción se produce en una monocapa y que todos los solutos tienen una igual afinidad de atracción por el adsorbato. (Langmuir, 1916).

El flujo de la dispersión hidrodinámica se puede expresar mediante la suma del flujo de dispersión mecánica, y molecular. La masa total de la sustancia que se transporta a través de un medio poroso es:

$$\vec{J}_T = \Phi(-D_h \nabla c + c \vec{v})$$

De D_h es el coeficiente de dispersión hidrodinámico, Φ es la porosidad del medio en el caso de el sistema este saturado. El coeficiente de dispersión esta generalmente relacionado con las características físicas del medio poroso y del fluido así como la tortuosidad, los canales incompletos, recirculación entre otros factores.

Objetivo.

Estudiar la dinámica de un contaminante en un medio poroso considerando un isoterma tipo lineal y Langmuir mediante el método de elemento finito.

Metodología.

Las hipótesis que se tomaron en el presente trabajo fueron que la sustancia a estudiar se transporta en un medio poroso, en un flujo saturado. La cantidad de sustancia que entra y sale del volumen control es por advección y difusión.

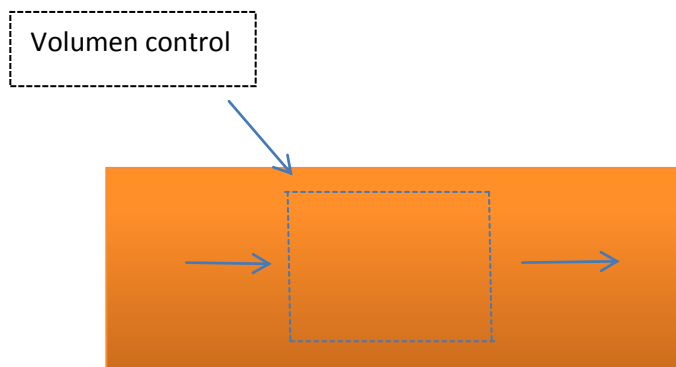


Figura 2. Se muestra el medio poroso en café, el cuadrado punteado es el volumen control.

Hay reacciones químicas entre la sustancia y la superficie, es decir, adsorción, se denota con la letra s . Como el flujo es saturado, la masa de un contaminante por unidad de volumen del medio poroso se denota como Φc , entonces bajo las condiciones expuestas en el trabajo tenemos:

$$\frac{\partial \Phi c}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{J}_T - s$$

Usando

$$\vec{J}_T = \Phi(c\vec{v} - D_h \cdot \nabla c)$$

Sea q la cantidad de masa adsorbida sobre el sólido por la masa del sólido, ρ_s es la densidad del medio poroso y θ_s es la fracción volumétrica del sólido. Entonces la ecuación diferencial parcial de segundo orden a resolver es:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla \cdot (c\vec{v} - D_h \cdot \nabla c) - \frac{1 - \Phi}{\Phi} \frac{\partial(\rho_s q)}{\partial t}$$

En una dimensión quedaría

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\Phi} \frac{\partial q}{\partial t}$$

Se toma la isoterma con comportamiento lineal

$$q = Kc$$

En este caso

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\Phi} K \frac{\partial c}{\partial t}$$

El presente trabajo se centra en el estudio de la dinámica de un contaminante a través medio poroso, ya que en las actividades mineras, extracción de crudo, derrame de aceite de carros, agricultura entre otras impactan al ambiente ocurren estos eventos y determinar los tiempo de viaje de la sustancia cuando hay un derrame involuntario con fines de remediar el medio afectado. La ecuación diferencial se resolverá usando el método de elemento finito (Fish, 2007).

Tabla 1. Parámetros

Parámetros	Valor
Porosidad	0.1
La concentración inicial	1 kg/m ³
Difusión molecular	1.27[m ² /día]
Viscosidad dinámica	0.001 Pas
Constante de Langmuir	0.01
Sorción máxima	0.1
K (lineal)	0.001

Resultados y discusión.

A continuación se muestra la condición inicial en la figura 3. Se puede observar la concentración en la parte superior.

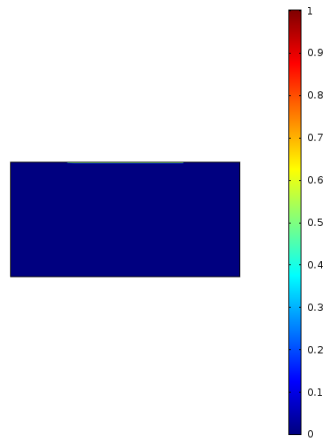


Figura 3. Muestra la condición inicial del sistema.

Se calculó la dispersión de una sustancia en un medio poroso para en 1 y 10 años después del derrame, sin adsorción, después con un isoterma tipo Langmuir y finalmente lineal. La parte en rojo significa que hay mayor concentración y azul menor concentración.

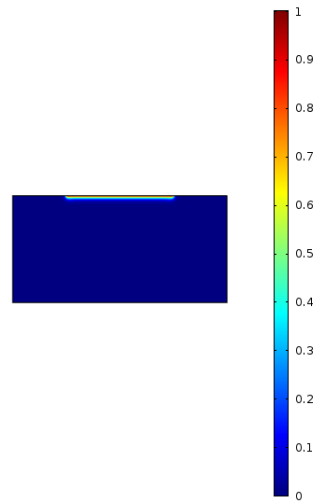


Figura 4. Se muestra la concentración considerando un isoterma lineal después de un año.

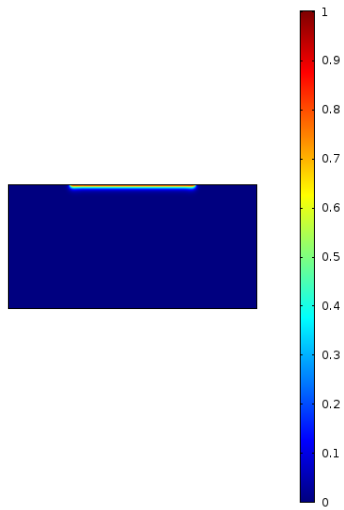


Figura 5. Se muestra la concentración después de un año con una adsorción tipo Langmuir.

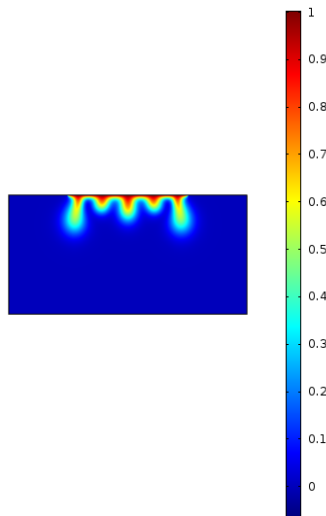


Figura 6. Se muestra el perfil de la concentración sin adsorción después de un año.

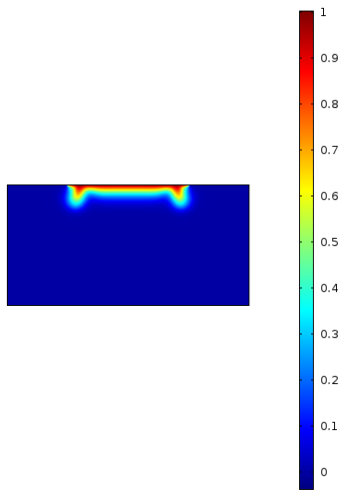


Figura 7. Se muestra el perfil de la concentración isoterma tipo Langmuir en 10 años.

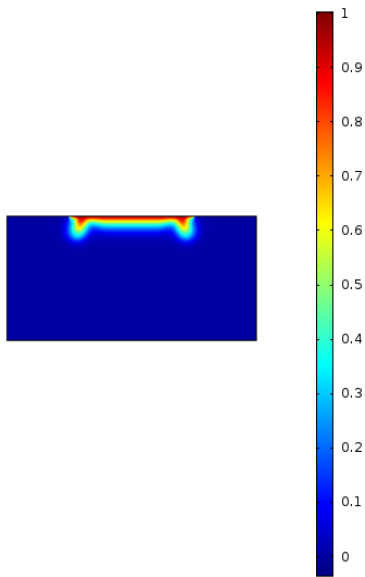


Figura 8. Se muestra el perfil de la concentración en 10 años, isoterma lineal.

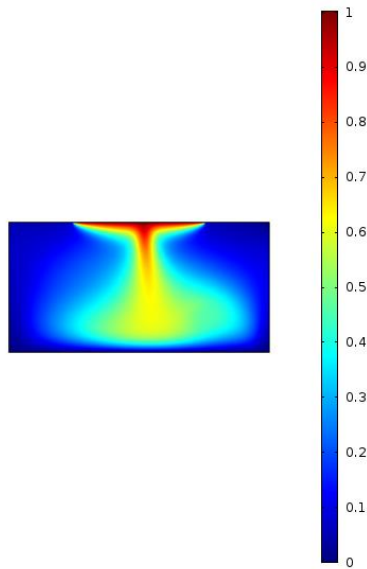


Figura 9. Se muestra el perfil de la concentración después de 10 años sin fenómenos de sorción.

Conclusiones.

Se calculó la dispersión de una sustancia a través de un medio poroso utilizando en método de elemento finito para tres casos especiales, suponiendo que no hay adsorción, además una adsorción tipo Langmuir y Lineal mediante simulaciones numéricas. Se puede observar que los fenómenos de sorción tienen un fuerte efecto sobre la concentración de una sustancia que se transporta a través del medio, entonces, las zeolitas o el carbón activado, efectivamente ayudan a mitigar contaminantes, esto ya se sabe y en la actualidad se utiliza mucho, sin embargo, en este trabajo se muestra los efectos desde el punto de vista teórico. El siguiente paso, es realizar experimentos con zeolita o carbón activado para comparar el modelo con la realidad.

Referencias

Fish, J and Belytschko, T. 2007 *A first course in Finite Element*. USA: John Wiley Sons, Inc.

Langmuir, I. 1916. *The constitution and fundamental properties of solids and liquids*. *J. Am. Chem. Soc.*, 38, 2221-2295.

Tejeda, A., Montesinos, R.M. y Guzmán, R. 2011 *Bioseparaciones*. México: Pearson.

MORBI-MORTALIDAD ASOCIADA A LA EXPOSICIÓN CRÓNICA A RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (RUV) SOLAR EN DOS CIUDADES DEL ESTADO DE SONORA, MÉXICO.

Duarte-Tagles H¹, Gutiérrez-Ruacho OG¹, Chávez-Toledo C¹, Ramírez-Rodríguez P¹, Burgos-Hernández M¹, Villa-Ibarra M², Díaz-Caravantes R³, Torres-León SM¹.

¹Universidad Estatal de Sonora (UES); ²Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Cajeme (ITESCA); ³El Colegio de Sonora (COLSON).

Correspondencia: Dr. Héctor Duarte Tagles. PE Ingeniería Ambiental Industrial. Universidad Estatal de Sonora. Ley Federal del Trabajo e Israel González, Col. Apolo C.P. 83100. E-mail: jefatura_iai@yahoo.com; Tel. (662) 285-1152.

Resumen. La radiación ultravioleta (RUV) es una forma de radiación electromagnética emitida de manera natural por el sol y cuyos efectos pueden ser perjudiciales a la salud de sus habitantes de no tomarse las precauciones debidas. Dada la evidente insolación que experimenta la mayor parte del estado de Sonora en prácticamente todo el año, la exposición a la RUV solar puede estar provocando el desarrollo de cáncer de piel y cataratas en la población susceptible. El presente trabajo tiene como objetivo analizar el comportamiento de la mortalidad registrada para Sonora de cáncer de piel (melanoma y no melanoma) durante el 2000 al 2012, así como la prevalencia de atención por cataratas oculares registrada en Hermosillo y Ciudad Obregón, durante un período de cinco años. Se utilizaron los registros de la Secretaría de Salud sobre mortalidad, identificando los casos diferenciados por sexo según la CIE-10 para melanomas y otros cánceres malignos de la piel, calculando las tasas respectivas por cada 100,000 habitantes. Asimismo, se emplearon los egresos hospitalarios para estimar la prevalencia de atención por cataratas oculares, del 2009 al 2013 según lo reportaron los Hospitales Generales en Ciudad Obregón y Hermosillo. Los resultados obtenidos muestran una tendencia al aumento de la mortalidad general por cáncer de piel a partir del 2008, con tasas de mortalidad similares a las observadas a nivel nacional. Para el período analizado, la mortalidad por cáncer de piel en los hombres resultó del 65%. En relación a las cataratas oculares, en Hermosillo se atendieron en promedio alrededor de 20 veces más casos que en Ciudad Obregón, observándose en este último, registros más altos por catarata senil, aunque en ambos hospitales el reporte médico de las cataratas eran inespecíficas (no asociadas a una enfermedad o traumatismo). Sin embargo, la tendencia observada en los últimos dos años es a una disminución de cerca del 50% en promedio en ambos hospitales. Aunque no es posible concluir que los datos obtenidos muestran los efectos directos de la RUV en la población de Sonora o en las dos ciudades consideradas, la tendencia creciente observada en la mortalidad por cáncer de piel debe ser un motivo de atención para la salud pública.

Introducción

Una de las principales manifestaciones del llamado *cambio climático* es el aumento de la temperatura promedio de la superficie terrestre. De acuerdo al Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, se tiene registrado que a nivel mundial la temperatura ha aumentado 0.74°C en promedio de 1906 a 2005 (IPCC, 2013). Del Toro (2009) señala que la caracterización del clima tiene que ver con la cantidad de radiación solar que se capta en un territorio y que no necesariamente puede ser similar a otro sitio cercano, ya que las condiciones solares locales pueden variar en forma significativa de un lugar a otro.

Asociado a este fenómeno global, se encuentra la evidente disminución de la capa de ozono estratosférico, la cual evita el paso a la Tierra de la radiación altamente energética de longitudes de onda muy pequeña. Aunque este fenómeno es más crítico en la Antártida, desde 1980 se tienen registros que indican una reducción promedio del 3% al 6% por década, con variaciones estacionales en latitudes medias (Sánchez, 2006). Persiste la preocupación de que las alteraciones ambientales ya empiezan a tener efectos en la salud y bienestar de la población. Los efectos de la radiación solar en la salud humana se presentan sobre todo en la piel y en los ojos, y dependen de la cantidad y tipo de radiación que incide en la superficie corporal (González, 2006).

Dada la evidente insolación que experimenta la mayor parte del estado de Sonora en prácticamente todo el año, la exposición a la RUV solar puede estar provocando el desarrollo de cáncer de piel y cataratas en la población susceptible, y en aquellos sectores que estando expuestos, son los más vulnerables dadas sus condiciones de desventaja física y social. Varios factores pueden modificar la intensidad de la RUV incidente como son la hora del día, estación del año, la nubosidad, las partículas suspendidas y algunos compuestos orgánico-volátiles.

El objetivo del estudio es analizar el comportamiento de la mortalidad registrada para Sonora de cáncer de piel (melanoma y no melanoma) durante el 2000 al 2012, así como la prevalencia de atención por cataratas oculares registrada en Hermosillo y Ciudad Obregón, durante un período de cinco años.

Metodología

Se describen en primer lugar las características geográficas de Hermosillo y Ciudad Obregón, Sonora. En relación a los datos de morbi-mortalidad, se utilizaron los registros de la Secretaría de Salud sobre defunciones a nivel estatal y nacional, identificando los casos diferenciados por sexo según la Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE-10) para melanomas y otros cánceres malignos de la piel (C43-C44). Asimismo, se calcularon las tasas de mortalidad por cada 100,000 habitantes, para los años 2000 al 2012.

Por otro lado, se emplearon los egresos hospitalarios para estimar la prevalencia de atención por cataratas oculares, del 2009 al 2013, según lo reportaron los Hospitales Generales en Ciudad Obregón y Hermosillo. Los registros utilizados en el análisis incluyeron los tipos inespecíficos (H259 y H269), aunque se reportaron todos los casos atendidos y clasificados según la CIE-10. Adicionalmente se obtuvieron los egresos hospitalarios por cataratas oculares en el Hospital Infantil del Estado de Sonora, el cual está ubicado en Hermosillo, Sonora.

Resultados y discusión

Debido a sus características geográficas (ubicada al Norte del Trópico de Cáncer en los paralelos 32° 29' N y 26° 14' de latitud N), Sonora es un estado que recibe una insolación alta todo el año (Fig. 1). A pesar de ello, la información sobre mediciones de radiación solar y RUV asociada es escasa en Sonora y en general en todo el país (Ulloa *et al.*, 2011). De acuerdo al Director de Monitoreo Atmosférico de la Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal, “aunque el riesgo de la exposición solar es en general para toda la República, sólo en la ciudad de México se mide su intensidad y potencial afectación”.¹ En la Tabla 1 es posible apreciar las características geográficas de las dos localidades consideradas en el estudio.

Tabla 1. Ciudades del estado de Sonora consideradas en el estudio (INEGI, 2010)

Nombre de la localidad	Población total	Localización	Altitud
Hermosillo	715,061	29°07' N 110° 58' W	210 m snm
Ciudad Obregón	298,625	27° 29' N 109° 56' W	40 m snm

¹ Periódico *La Jornada*, del 14 de junio de 2013, p. 36.

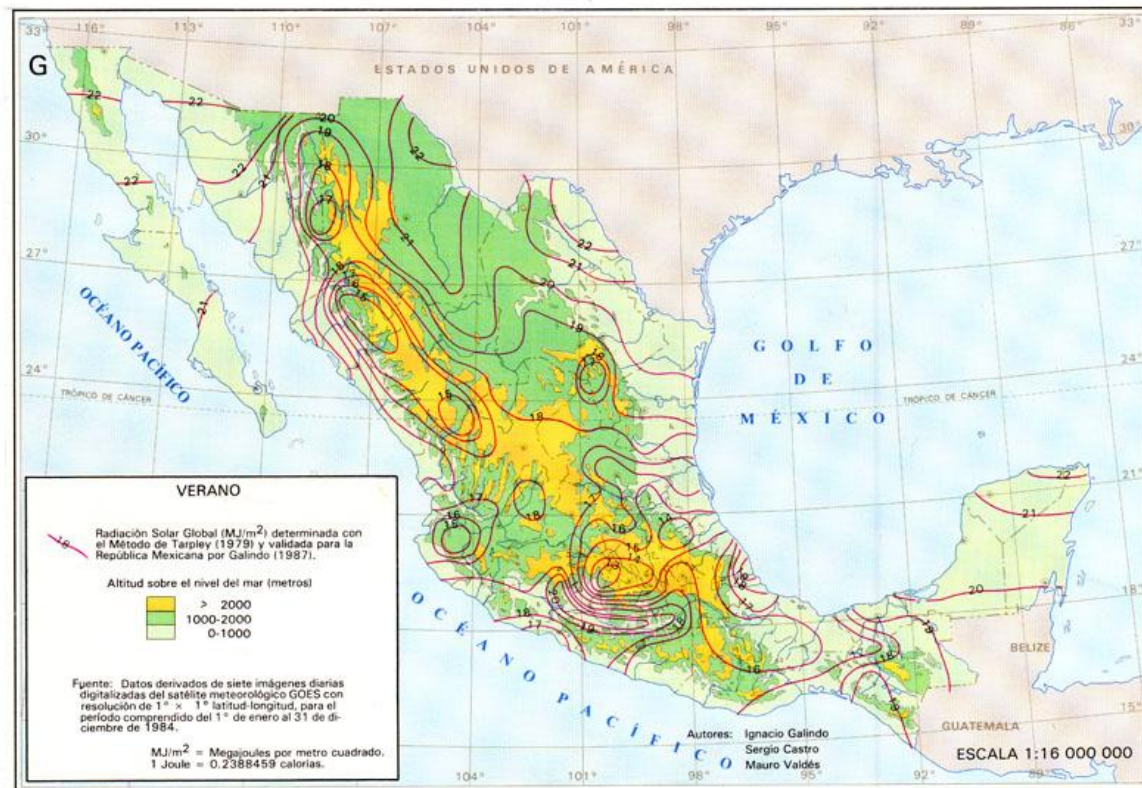


Figura 1.- Mapa estacional de verano de la irradiación solar global en México (<http://www.geofisica.unam.mx/ors/irradiacion.php>)

A nivel nacional se observa un incremento gradual pero constante en la tasa de mortalidad por cáncer de piel, registrando una tasa promedio global de 1.2 casos por cada 100,000 habitantes (Fig. 2). Sin embargo, para el estado de Sonora la tendencia al aumento de la mortalidad se evidencia a partir del 2008, con tasas globales similares a las observadas a nivel nacional (tasa global promedio de 1.1). Para el período analizado, la mortalidad por cáncer de piel en los hombres de Sonora resultó del 65% en comparación con las mujeres. Este comportamiento de la mortalidad para Sonora muestra altibajos, destacando que para el año 2003 y 2006 la tasa fue menor a la unidad, cuando en el primero de ellos el número de defunciones fue mayor en mujeres que en hombres (Fig. 3).

El cáncer de piel del tipo no melanoma es el más común de los carcinomas dermatológicos que padecen las personas de piel blanca en el mundo. Este tipo se subdivide a su vez en carcinoma epidermoide y en carcinoma basocelular, este último de mayor incidencia respecto al primero (Armstrong y Kricke, 1995). Por otro lado, el melanoma es un cáncer de piel con una incidencia menor que el carcinoma basal pero con una mortalidad mayor,

representando a nivel mundial hasta el 75% de todas las muertes por cáncer cutáneo (Parkinet *al.*, 2005).

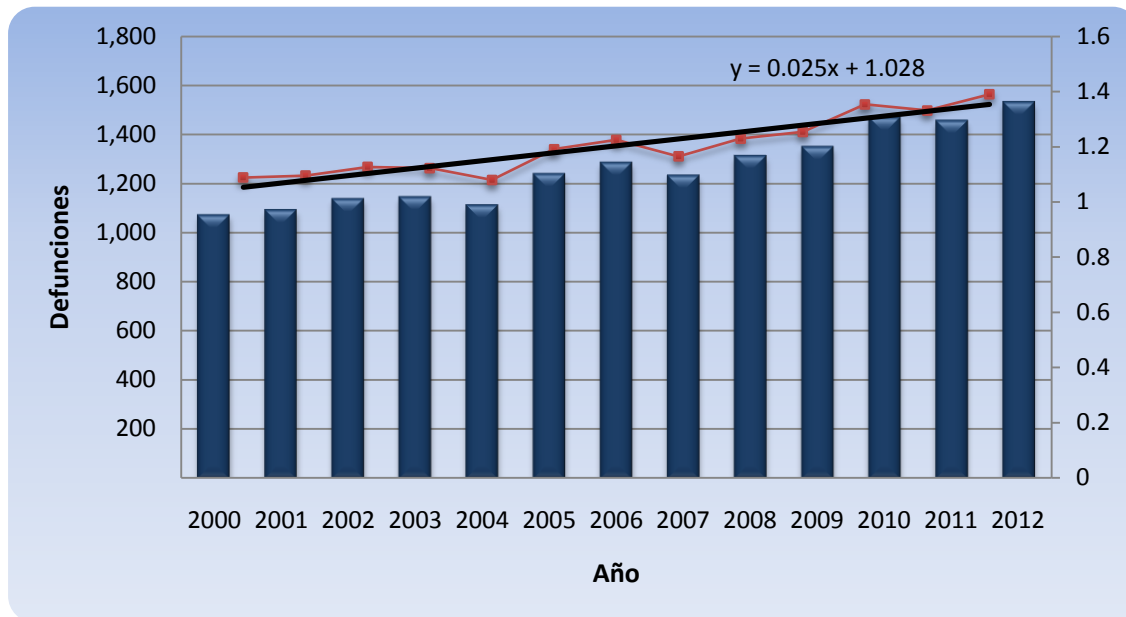


Figura 2. Mortalidad por Cáncer (México 2000-2012)

Fuente: Dirección General de Epidemiología. Secretaría de Salud del Estado de Sonora.

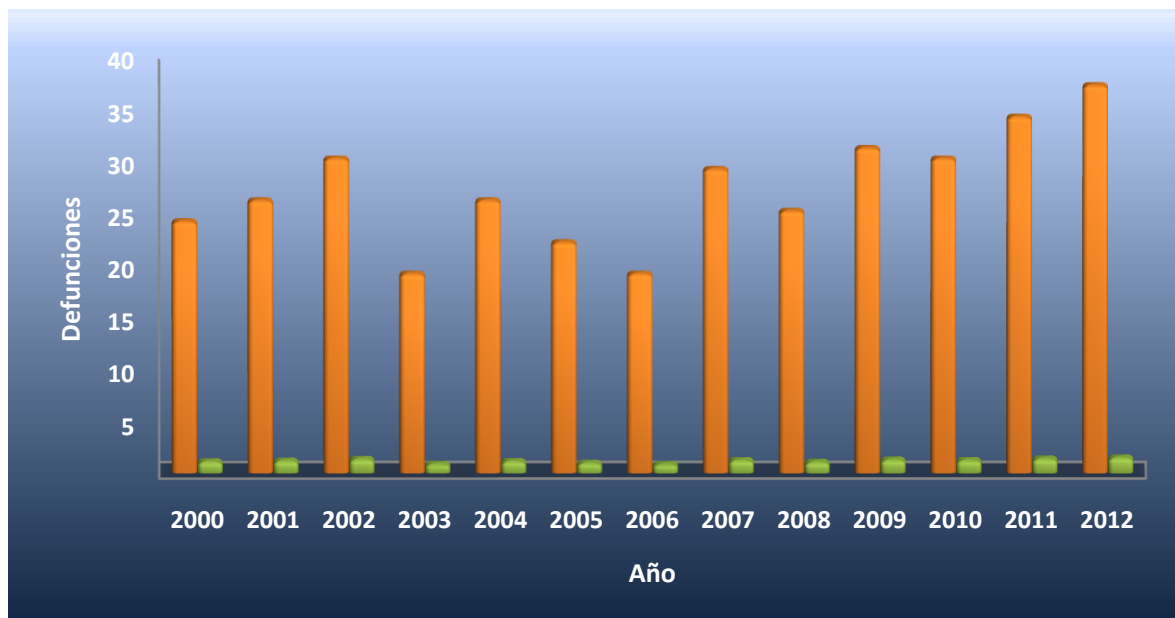


Figura 3. Defunciones por Cáncer de Piel (Sonora 2000-2012)

Fuente: Dirección General de Epidemiología. Secretaría de Salud del Estado de Sonora.

En relación a las cataratas oculares, la CIE las clasifica entre otras como catarata senil nuclear (H251), otras cataratas seniles (H258), catarata senil no especificada (H259), catarata infantil, juvenil y presenil (H260), catarata traumática (H261), catarata complicada (H262), otras formas especificadas de catarata (H268) y catarata no especificada (H269). De acuerdo a los registros de egresos hospitalarios del 2009 al 2013, en Hermosillo se atendieron en promedio alrededor de 20 veces más casos que en Ciudad Obregón (1800 casos vs. 100), observándose en este último, registros más altos por catarata senil, aunque en ambos hospitales el reporte médico de las cataratas eran inespecificas (no asociadas a una enfermedad o traumatismo). Este es el tipo de cataratas oculares plausiblemente asociadas a exposición a RUV solar, si se considerara un registro exento de errores (Fig. 4 y Fig. 5). Sin embargo, la tendencia observada en los últimos dos a tres años es a una disminución de cerca del 50% en promedio en ambos hospitales de cualesquier tipo de catarata ocular, incluyendo aquella que afecta a la población infantil (Fig. 6).

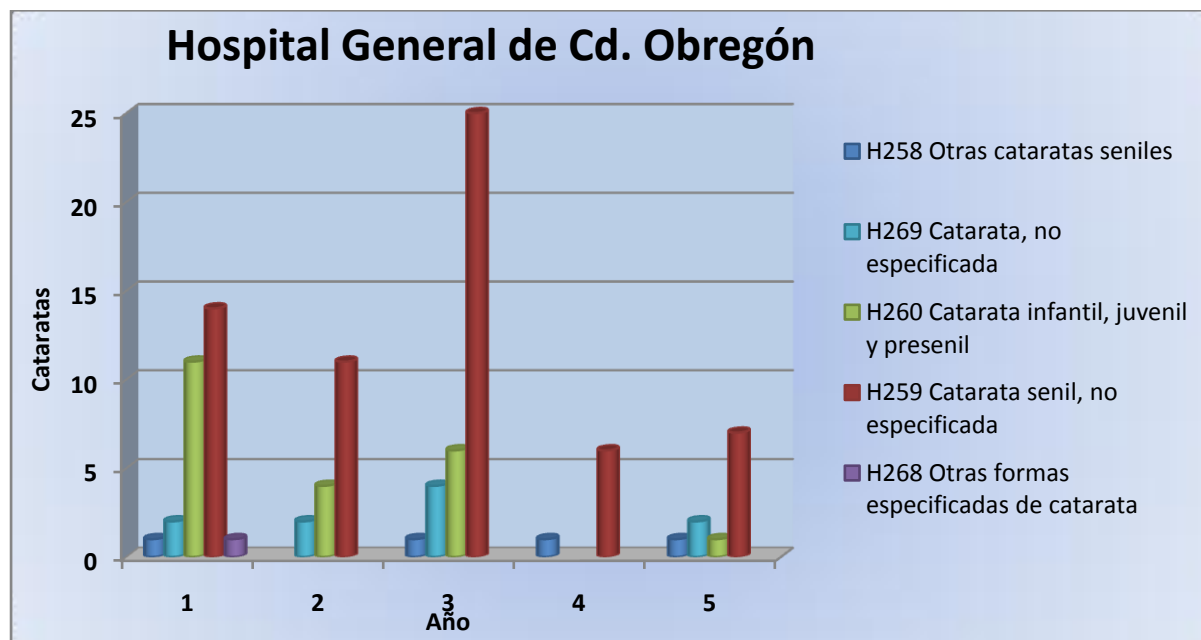


Figura 4. Egresos hospitalarios por cataratas oculares (Hospital General de Cd. Obregón)

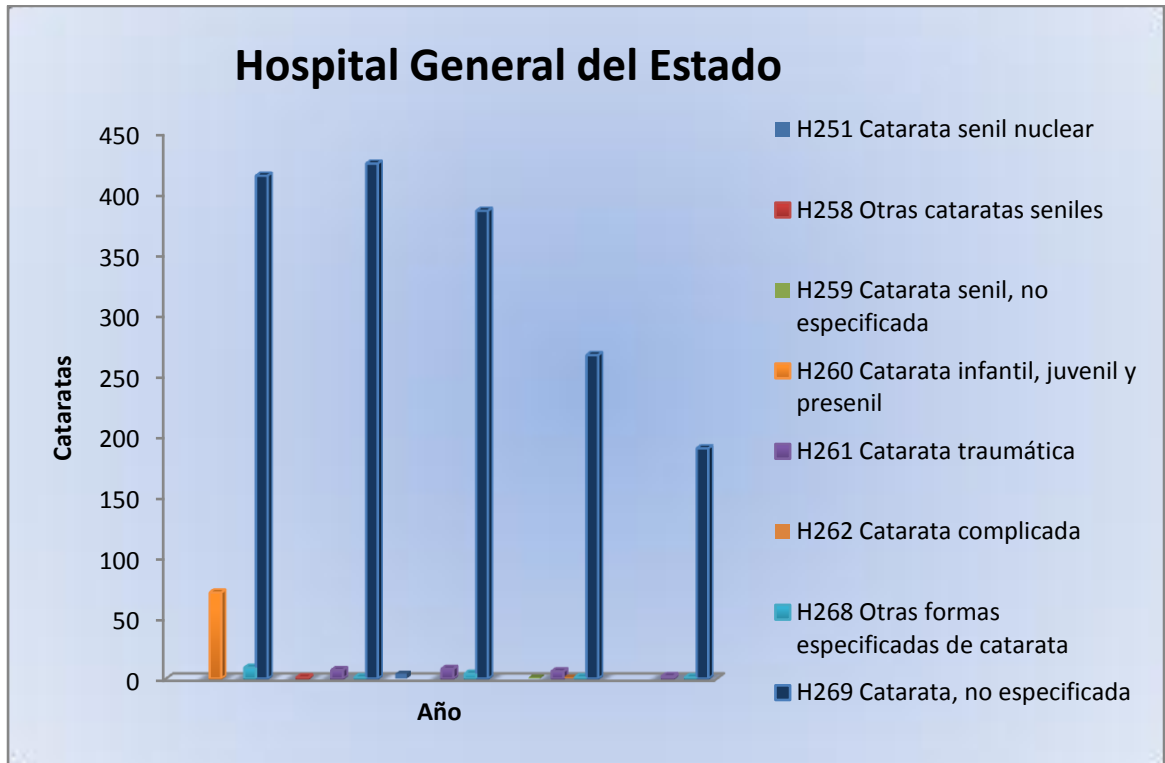


Figura 5. Egresos hospitalarios por cataratas oculares (Hospital General del Estado)

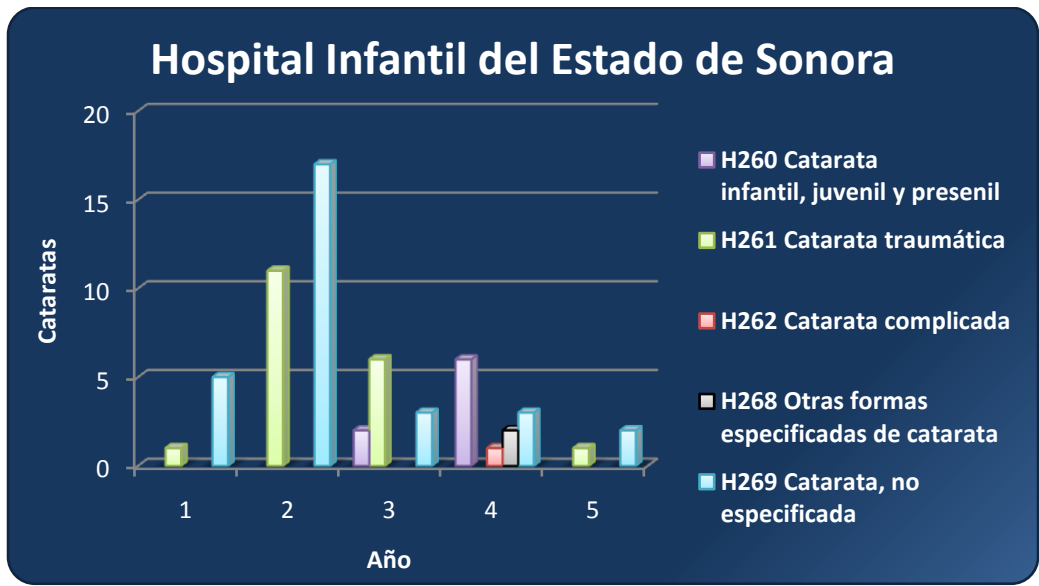


Figura 6. Egresos hospitalarios por cataratas oculares (Hospital Infantil del Estado de Sonora)

Conclusiones

Las respuestas fotobiológicas de la piel están determinadas en parte por la penetración y la absorción de RUV a las cuales son sensibles las células. Existe evidencia suficiente que permite asociar la exposición a RUV solar y los efectos dañinos en la piel, como cáncer melanoma y no melanoma (Saraiya *et al.*, 2004). Un estudio epidemiológico con diseño ecológico con datos de 45 países alrededor del mundo determinó los tipos de RUV que se relacionan más con la mortalidad por melanoma. Los resultados, después de ajustar por el ozono estratosférico, la latitud y la pigmentación de la piel mayoritaria en cada país, mostraron que la mortalidad por melanoma se asocia significativamente con la radiación UVA entre hombres y una tendencia similar no significativa entre mujeres (Garland *et al.*, 2003).

En todo el mundo cada año se diagnostican cerca de 160,000 casos nuevos de melanoma. De acuerdo con el reporte de la Organización Mundial de la Salud, al año ocurren cerca de 57,000 muertes relacionadas con esta enfermedad. La Clínica de Melanoma del Instituto Nacional de Cancerología (INCAN) reporta que en México es evidente el aumento de esta neoplasia, con una evolución de casi 500% en los últimos años. Es de esperarse que estas tendencias continúen hasta el año 2020 (Herrera y Aco, 2010). Por otro lado, un estudio realizado en el estado de Morelos en 2006 y 2007, encontró que de 53 pacientes sospechosos de cáncer de piel, 36 de ellos (68%) tenían carcinoma basocelular, y que de estos la mayoría eran mujeres (López, 2007).

Los resultados de la investigación muestran que existe un aumento en el número de fallecimientos por cáncer de piel en Sonora (melanoma y no melanoma), sin embargo, las características del estudio no permiten afirmar que los casos hayan ocurrido directamente por la exposición a RUV solar. Resulta necesario entonces, utilizar otros diseños epidemiológicos que exploren la posible relación causal, aunque tampoco se puede descartar que en efecto la RUV solar está interviniendo en el aumento de la tasa de morbilidad, por ser un factor de riesgo plenamente identificado para la aparición de estas neoplasias.

Por otro lado, llama la atención el número decreciente de casos de cataratas oculares en los últimos tres años en Cd. Obregón y Hermosillo. Es posible que esto se deba a que la

población sea más consciente y esté tomando las medidas de prevención adecuadas con respecto a la protección ocular en lo general y por exposición a RUV solar, en lo particular. No obstante creemos conveniente evaluar a subgrupos de población con mayor exposición (v.g. jornaleros agrícolas y trabajadores de la construcción) para observar si este factor ambiental representa un riesgo para su salud. Recordemos que los efectos nocivos en la salud de la población van a depender, además del tiempo de exposición, de la intensidad de la exposición y de la susceptibilidad del tejido biológico expuesto (Sanclementey Hernández, 2010).

Agradecemos el apoyo de la Dirección General de Epidemiología del Gobierno del Estado de Sonora por la información proporcionada.

Referencias

1. Armstrong BK, Kricger A. (1995). Skin cancer. *Dermatologic Clinics*; 13:583-94.
2. Del Toro M (2009). Edificación sustentable en Jalisco. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable. Prometeo eds. México, 302 pp.
3. Garland CF, Garland, FC, Gorham ED. (2003). Epidemiologic evidence for different roles of ultraviolet A and B radiation in melanoma mortality rates. *Annals of Epidemiology*; 13:395-404.
4. González Bosquet L. (2006). Exposición solar. Beneficios, riesgos y prevención. *OFFARM*; 25(5): 48-54.
5. Herrera González NE, Aco Flores AY (2010). El melanoma en México. *RevEsp Médico-Quirúrgicas*; 15(3): 161-4.
6. IPCC (2013). *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
7. López Cruz CZ. (2007). Incidencia de carcinoma basocelular y epidermoide. *Dermatología Revista Mexicana*; 51(4):149-53.
8. Parkin DM, Bray F, Ferlay J, Pisani P. (2005). Global cancer statistics 2002. *Cancer Journal for Clinicians*; 55(2): 74-108.
9. Sánchez C, F. (2006). Consideraciones sobre la capa de ozono y su relación con el cáncer de piel. *Revista Médica de Chile*; 134: 1185-90.

10. Sanclemente Mesa G, Hernández Garzón GE (2010). Altos índices de radiación ultravioleta en Medellín y en una localidad del oriente antioqueño (Colombia). *Iatreia*; 23(2):119-126.
11. Saraiya M, Glanz K, Briss PA, Nichols P, White C, Das D, Smith SJ, Tannor B, Hutchinson AB, Wilson MK, Gandhi N, Lee NC, Buffler P, Rochester P. (2004). Interventions to Prevent Skin Cancer by Reducing Exposure to Ultraviolet Radiation. *American Journal of Preventive Medicine*; 27(5): 422-66.
12. Ulloa H, García M, Pérez A, Meulenert A, Ávila D. (2011). Clima y radiación solar en las grandes ciudades: zona metropolitana de Guadalajara (Estado de Jalisco, México). *Investigaciones Geográficas*; 56: 165-75.



RESIDUOS

DIAGNÓSTICO DE GENERACIÓN Y MANEJO INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN INSTITUCIONES DE EDUCACIÓN SUPERIOR A TRAVÉS DE GRUPOS AMBIENTALES INSTITUCIONALES

Morales A. C.G., Rodríguez L. C., Comparán D.R., Ortiz M. D., Peltz C.M.

Instituto Tecnológico de Colima

Ave. Tecnológico No. 1, Col. Liberación, Villa de Álvarez, Col., Tel. (312) 129-04-71,

cecygpe.ma@gmail.com

Modalidad: Oral (X) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos (X)

RESUMEN

En la actualidad, la problemática de la generación y el mal manejo de los residuos sólidos se han manifestado de manera global, y nuestro país no es la excepción. Según estimaciones calculadas por la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol, 2012), en 2011 se generó lo que equivale cerca de 112.5 mil toneladas de RSU diariamente. Esta situación, no deja de ser similar a la de muchas Instituciones Educativas, donde su población incrementa conforme a la demanda de sus servicios y nunca se mantiene fija, razón por la cual es necesario impulsar la participación de Grupos Ambientales Institucionales en el Manejo integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) como una estrategia para generar conciencia y desarrollar cultura ambiental en Instituciones de Educación Superior.

El Grupo Ambiental “Ola Verde” es un claro ejemplo de ello, pues integra a toda la comunidad del Instituto Tecnológico de Colima para apoyar directamente al Sistema de Gestión Ambiental en desarrollar actividades relacionadas a el manejo integral de los RSU y a partir de ello promover la cultura ambiental y crear conciencia.

Antes de establecer cualquier esquema de separación de RSU, necesario conocer las características y composición de los residuos así como su fuente de generación. Esto se realiza a través de Diagnósticos de generación en los que a través de la segregación de los residuos generados, se identifican los diversos materiales que componen la muestra para tener registros de las cantidades en peso de cada tipo de residuo generado al día. Una vez realizado dicho diagnóstico, los resultados son evaluados por estudiantes y ellos mismos definen las estrategias encaminadas a difundir la situación real del manejo de los RSU dentro de la Institución y las alternativas de mejora, ya sea a través de maximizar la valoración de materiales altamente reciclables, el tratamiento a través de compostaje de residuos orgánicos o impulsando campañas permanentes para promover la minimización de la generación de aquellos residuos de difícil aprovechamiento.

Este modelo de difusión de la cultura ambiental y creación de conciencia tiene amplias posibilidades de ser aplicable y reproducible en diversas Instituciones educativas, tanto de nivel Medio Superior y Superior, debido a su estructura flexible y a lo sencillo de las actividades ambientales que comprende.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la generación de residuos sólidos representa una problemática de carácter mundial y de interés general. El desarrollo económico y la tendencia hacia la industrialización han ocasionado un incremento significativo en las cantidades y diversidad de los residuos generados y dispuestos al medio ambiente. Sin embargo, es bien sabido que una de las principales causas tiene un origen social que se deriva de los recientes modelos económicos que han presentado al “consumismo” como un nuevo estilo de vida; situación que se agrava aún más cuando no se establecen acciones encaminadas para promover la participación ciudadana y crear conciencia y cultura ambiental que permita a cualquier integrante de la sociedad manejar de manera adecuada los residuos generados en sus actividades cotidianas, así como a identificar y aplicar aquellas técnicas enfocadas a minimizar o valorizar la generación de éstos.

Para poder mitigar los daños causados por la generación excesiva de residuos sólidos, provenientes de actividades industriales o de consumo, es necesario que éstos cuenten con regulaciones a través de un conjunto de acciones y normas encaminadas a la planeación, supervisión y evaluación del manejo de residuos sólidos desde su generación hasta su disposición final, esto es lo que se conoce como ***Gestión Integral de Residuos***.

La problemática de la generación y el mal manejo de los residuos sólidos se han manifestado de manera global, y nuestro país no es la excepción. Como parte de la necesidad de implementar leyes específicas aplicables a la gestión de residuos sólidos, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (por sus siglas: LGPGIR) clasifica los residuos sólidos, según sus características, en tres categorías: *Residuos Sólidos Urbanos (RSU)*, *Residuos de Manejo Especial (RME)* y *Residuos Peligrosos (RP)*. En dicha Ley, se consideran como ***Residuos Sólidos Urbanos*** a “los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos siempre que no sean considerados por esta Ley como residuos de otra índole”.

Según estimaciones calculadas por la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol, 2012) conforme a lo establecido en la norma *NMX-AA-61-1985* sobre la Determinación de la Generación de Residuos Sólidos, en 2011 se generaron alrededor de 41 millones de toneladas, lo que equivale cerca de 112.5 mil toneladas de RSU diariamente, cifra que muestra incrementos notables con respecto a años anteriores como resultado, principalmente, del crecimiento urbano.

Esta situación, aunque a menor escala, no deja de ser similar a la de muchas Instituciones Educativas, donde su población incrementa conforme a la demanda de servicios educativos y nunca se mantiene fija, razón por la cual se presenta un reto aún mayor: *contar con una estrategia efectiva que logre concientizar y al mismo tiempo hacer partícipe a la población, a través del tiempo, en el manejo integral de los RSU generados*. De esta manera es como dentro del Instituto Tecnológico de Colima (que para diciembre de 2013 contó con una matrícula de 2,968 estudiantes) surgió la

iniciativa de mantener el enlace directivos-personal-estudiantes para difundir la cultura ambiental, crear conciencia y atender aquellas áreas de oportunidad que se presenten dentro de la Institución mediante actividades, proyectos y campañas enfocadas al manejo integral de los RSU dentro del ITC.

El **Grupo Ambiental “Ola Verde”** está liderado por alumnos de las diversas carreras que ofrece la Institución, es coordinado por alumnos de Ingeniería Ambiental y respaldado por docentes, para utilizar sus habilidades y conocimientos, así como desarrollar su potencial y capacidad de trabajo en equipo para apoyar directamente al Sistema de Gestión Ambiental a través de la obtención de datos específicos relacionados con la generación de RSU.

Integrar a la comunidad tecnológica en realizar anualmente un diagnóstico de generación, proponer, establecer y difundir esquemas de separación y programas de valorización de residuos potencialmente reciclables y de minimización de la generación de aquellos que no lo son, así como controlar las cantidades transferidas a rellenos sanitarios a través del registro de entradas a un almacén temporal, son actividades que permiten y fomentan la participación y crean conciencia de la situación para de esta manera identificar problemáticas y proponer alternativas de solución bajo el esquema “**TODOS SOMOS TEC, TODOS SOMOS OLA VERDE**”, lo que ha permitido respaldar y fortalecer la certificación otorgada al Instituto Tecnológico de Colima bajo la norma **ISO-14001:2004**, además posicionar a “Ola Verde” como un grupo ambiental reconocido por Instituciones gubernamentales, educativas y medioambientales dentro y fuera del Estado.

OBJETIVO

Impulsar la participación de Grupos Ambientales Institucionales en el Manejo integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) como una estrategia para generar conciencia y desarrollar cultura ambiental en Instituciones de Educación Superior.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar la necesidad de la creación de Grupos Ambientales Institucionales como promotores de la cultura ambiental en Instituciones de Educación Superior.
- Promover la formación de vínculos directivos-personal-estudiantes para llevar a cabo la gestión integral de los Residuos Sólidos Urbanos y desarrollar estrategias efectivas, permanentes y replicables que logren concientizar y hacer partícipe a toda la comunidad de la Institución de Educación Superior.
- Involucrar a los estudiantes en la realización de diagnósticos de generación de RSU, su caracterización y determinación de puntos de generación.

- Definir y difundir esquemas de separación de RSU para maximizar la valoración de materiales potencialmente reutilizables o reciclables, a través de programas, campañas y cursos-talleres a personal y alumnos de nuevo ingreso.
- Establecer las acciones y medidas encaminadas a minimizar la generación de aquellos residuos de difícil reciclado o no reciclables.
- Impulsar la creación de proyectos ambientales multidisciplinarios, entre estudiantes y docentes, relacionados al manejo integral de los residuos sólidos urbanos y la maximización de su valoración.

METODOLOGÍA

Grupo Ambiental, Coordinación y Equipos de trabajo

En el caso específico de Grupo Ambiental “Ola Verde”, existen tres principales niveles de coordinación:

- *Coordinación Institucional.* Representante responsable de la gestión y asignación de los recursos que requiera el grupo, así como de establecer el enlace con la Unidad Directiva.
- *Coordinación estudiantil.* Responsables de coordinar y proyectar las actividades que realiza el grupo de acuerdo a un Programa de Trabajo Anual.
- *Coordinación de enlace.* Responsable de realizar el enlace del Grupo Ambiental con grupos de estudiantes que cursan las diferentes carreras.



Es a través de esta estructura que los estudiantes de diversas carreras se integran de manera libre a participar en los equipos de trabajo encargados de planear y desarrollar las actividades, y donde son motivados a explotar sus propias habilidades aplicando sus conocimientos a través de la participación activa en las reuniones previamente programadas (Fig. 1).

Figura 1. Reunión para organización de actividades

Diagnóstico de generación de RSU

Antes de establecer algún esquema de separación, es necesario conocer las características y composición de los residuos así como su fuente de generación (Fig. 2). Como antecedente al trabajo de “Ola Verde”, alumnos de Ingeniería Ambiental realizaron un primer diagnóstico de generación de RSU en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Colima en octubre de 2010, el cual fue tomado como base para determinar el esquema de separación, los puntos de generación, las características de

los residuos generados y las condiciones particulares de manejo, incluyendo acopio de material reciclable y almacenamiento temporal de RSU para su posterior disposición.



Figura 2. Miembros del Grupo Ambiental “Ola Verde” realizando Diagnóstico de generación de RSU

Al contar el ITC con un esquema de separación de RSU y contenedores en puntos estratégicos, así como con zonas de acopio de material reciclable; los residuos que dispuestos en el Almacén Temporal de RSU son pesados en báscula digital, registrando su peso y fecha para posteriormente ser transferidos al relleno sanitario a través de un vehículo del servicio de limpia del municipio de Villa de Álvarez (Véase Fig. 3, 4 y 5). Para realizar el diagnóstico fue utilizada como muestra la población (todos los residuos generados por día), por lo que fue necesario determinar los horarios de recolección que garantizaran que todos los residuos generados por día fueran considerados.



Figura 3. Esquema de separación



Figura 4. Recolección de RSU



Figura 5. Almacén Temporal

Segregación

La segregación de los residuos consistió en identificar los diversos materiales que componían la muestra. Para llevar a cabo una subclasificación, se buscaron residuos de productos o empaques elaborados con los mismos materiales (Fig. 6) y cada uno fue colocado en bolsas independientes para posteriormente ser pesadas y registradas.



Figura 6. Segregación de las muestras por tipo de residuo

Marcado

Después de ser pesadas y registradas, cada una de las bolsas fue etiquetada con cinta adhesiva color canela y en ella se rotuló el tipo de residuo contenido, su peso y el día del diagnóstico al que correspondía la muestra, tal como se observa en la figura 7. Al realizar el marcado de todos los residuos, las bolsas fueron dispuestas para su posterior recolección. Esta actividad fue repetida durante toda una semana para obtener un concentrado de datos que permitieran estimar la cantidad promedio de residuos sólidos urbanos generados (en kg/por día).



Figura 7. Marcado (Identificación de residuos)

Generando conciencia ambiental respecto a la generación de RSU

Una vez realizado el diagnóstico de generación, los estudiantes que colaboraron en él evalúan los resultados y definen las estrategias encaminadas a difundir la situación real del manejo de los RSU dentro de la Institución y las alternativas para generar conciencia al respecto entre los demás miembros que integran la comunidad tecnológica. Es a través del desarrollo de actividades integradoras y creativas en que se logra mantener claro el mensaje de “responsabilidad compartida” tanto en alumnos, docentes y demás personal que labore en la Institución, así como en aquellas nuevas generaciones o el ingreso personal de rotación.



Figura 8. Taller de reúso de bolsas plásticas



Figura 9. Rally con alumnos de nuevo ingreso



Figura 10. Curso-taller de responsabilidad ambiental



Figura 11. Actividad de difusión del esquema de separación de RSU "¡Hey! Sepáralos"

Valorización de residuos

Dentro de la Institución se trabaja arduamente en promover el acopio de material altamente reciclable, como lo son plásticos, PET, Cartón y Papel en el interior de la institución, para los cuales existen puntos específicos (Fig. 12 y 13) donde son acopiados evitando con ello su contaminación con otros residuos y disminuyendo en gran medida la cantidad de éstos residuos que son dispuestos, como resultado de un mal manejo. Dichos residuos son recolectados por empresas de acopio.



Figura 12. Acopio Papel y Cartón



Figura 13. Acopio de PET



Figura 14. Bote compostero

De igual manera, al representar la fracción de mayor porcentaje, los residuos orgánicos son recolectados en la fuente de generación y son valorizados conforme a sus características: los restos de alimentos generados en las cafeterías son almacenados en cubetas plásticas las cuales son recolectadas diariamente por personal que labora en granjas porcícolas; las cáscaras de frutas y verduras generados en el estanquillo son dispuestos en botes composteros (Fig. 14) con la finalidad de ser aprovechados como abono en áreas verdes o ser utilizados en proyectos especiales, al igual que los residuos de jardinería recolectados, los cuales son colocados en pilas para darles tratamiento a través del compostaje (Fig. 15). Siendo así como se asegura que en los residuos dispuestos en el Almacén temporal de RSU no exista presencia de residuos orgánicos que puedan generar lixiviados o ser factor de proliferación para la fauna nociva.



Figura 15. Pilas de hojarasca para compostaje

Minimización de Residuos no reciclables o difícilmente reciclables

Los residuos a los que se les presta mayor atención son aquellos recipientes desechables térmicos (de poliestireno/unicel). Se impulsa una campaña permanente denominada “Cero unicel” en la cual se prohíbe el uso de dicho material en las cafeterías y estanquillos escolares, así como en eventos organizados por la propia Institución o aquellos externos que se desarrollen dentro de las instalaciones del ITC. Para esto se ha venido impulsado de manera interna, la adquisición de tazas y vasos para ser reutilizados, mismos que fueron adquiridos por el Grupo pero puestos a disposición del personal de la Institución cuando ellos así lo requieran.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

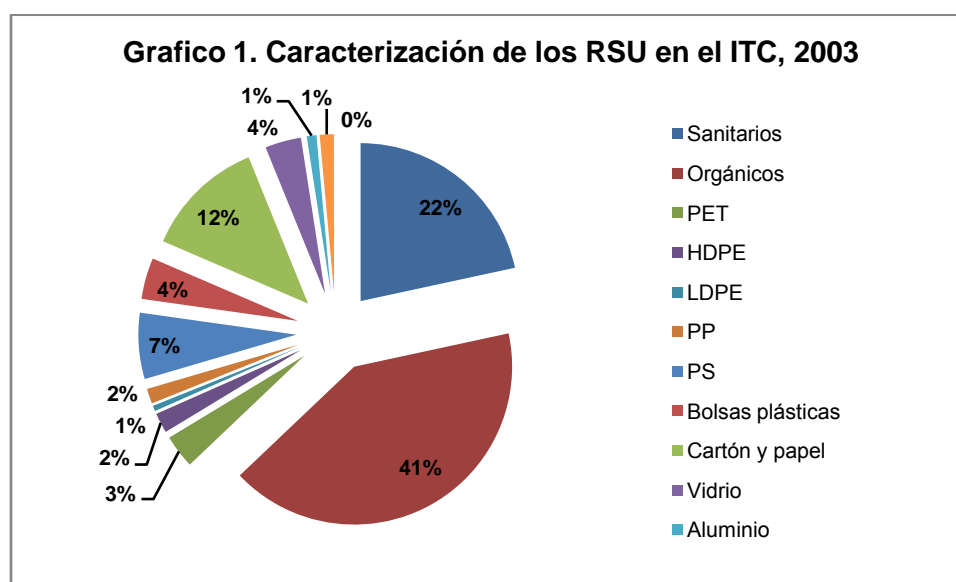
Como resultado del Diagnóstico de generación de Residuos Sólidos Urbanos realizado en el Instituto Tecnológico de Colima en febrero del año 2013, se registraron las

cantidades (kg) de cada tipo de residuo generado por día. En el Cuadro 1 se muestra los kilogramos totales generados por cada en que se realizó el diagnóstico.

Cuadro 1. Diagnóstico de Generación de RSU (Ola Verde , febrero 2013)

RESIDUO	CANTIDAD EN PESO (kg/día)				
	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes
Sanitarios	40.32	3.08	26.42	30.26	19.62
Orgánicos	60.7	47.12	46.61	31.5	42.72
PET	6.82	0	3.4	5.46	3.28
HDPE	1.7	0	3.18	3.02	3.46
LDPE	0.58	0	2.08	0.42	0
PP	2.42	2.28	2.8	1	0
PS	28.14	0.98	2.72	3.86	1.76
Bolsas plásticas	4.42	5.26	8.06	4.54	1.14
Cartón y papel	17.36	3.8	37.4	7.68	2.4
Vidrio	4.1	2.3	7.06	3.12	3.9
Aluminio	0.66	2.38	1.2	1	0.24
Empaques "No reciclables"	1.38	0.72	1.8	1.96	2.21
Otros	0	0	0	0	0
	168.6	67.92	142.73	93.82	80.73

Considerando dichos valores, se calculó que el promedio de RSU generados diariamente en la Institución es de **110.76 kg/día**. De los cuales, al considerar la población estudiantil, se estima una generación aproximada de 37 gramos/día-persona.



El Gráfico 1 muestra la Caracterización de los RSU generados en la Institución, por lo que se logra identificar, a través de porcentajes, que la fracción más representativa es la orgánica (41%) seguida de los residuos sanitarios (22%) y que, en menor porcentaje representativo en peso se encuentran el Poliestireno (PS), Aluminio y el Polietileno de Baja Densidad (LDPE) con un 1% cada uno de ellos; sin embargo, cabe resaltar que el Poliestireno o *unicel*, por sus características de densidad, representa menor peso pero mayor fracción en volumen en los RSU generados.

Es importante identificar que los residuos a los cuáles se les hace mayor énfasis en su valoración (cartón y papel, PET y residuos orgánicos) representan en total un **53%** de los RSU generados en la Institución, por lo que implica que en condiciones adecuadas y llevando a cabo un adecuado manejo integral, sólo el **47%** de éstos residuos serían transferidos al relleno sanitario, que representa aproximadamente **52.05 kg/día**.

Permitir la participación de un Grupo Ambiental Institucional, como lo es “Ola verde” en la Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos generados en el Instituto Tecnológico de Colima, ha sido de tal relevancia que se han desarrollado proyectos alternos tomando como referencia las actividades realizadas dentro de la Institución, y le ha valido tanto al Grupo Ambiental “Ola Verde” como al Instituto Tecnológico de Colima ser reconocidos por su compromiso medioambiental a través de generar conciencia y promover la cultura ambiental, logrando de esta manera permear más allá de los límites del plantel y demostrar que todos los proyectos cuentan con gran capacidad para ser replicables en otras instituciones educativas y comunidades en general.



Figura 16. Proyecto “Huertos de Traspatio” utilizando composta del Instituto Tecnológico de Colima



Figura 17. Grupo Ambiental “Ola Verde” del Instituto Tecnológico de Colima (Premio Estatal de Ecología 2013, Premio Estatal de la Juventud 2013, Presea “Irene Robledo García” al Servicio Social UDG 2013)



Figura 18. Curso-Taller de Manejo de RSU a docentes y alumnos de Instituciones Educativas

CONCLUSIONES

Realizar Diagnósticos de generación de RSU en Instituciones de Educación Superior a través de Grupos Ambientales, así como permitir su integración en las actividades referentes al Manejo integral de los mismos, generan grandes aportes, como evidencia y resultados de la implantación de Sistemas de Gestión Ambiental, sin embargo, más que servir como un medio para la obtención de información, un Grupo Ambiental puede ser adoptado como parte de un SGA para la puesta en marcha de alternativas y acciones encaminadas llevar a cabo la correcta Gestión integral de los residuos a través de un organismo interno que genere y promueva la participación en todos los niveles de la Institución y que a su vez, genere propuestas con seguimiento para corregir aquellas áreas de oportunidad detectadas.

Este modelo de difusión de la cultura ambiental y creación de conciencia a través del manejo integral de los RSU generados en Instituciones de Educativas, mediante la coordinación de un Grupo Ambiental Institucional, tiene amplias posibilidades de ser aplicable y reproducible en diversas Instituciones educativas, tanto de nivel Medio Superior y Superior, debido a su estructura flexible y a lo sencillo de las actividades ambientales que comprende.

BIBLIOGRAFÍA

Sedesol (2012) *Dirección General de Equipamiento e Infraestructura en Zonas Urbano-Marginadas*, México.

DOF (2003), *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*, México.

DOF (1985) *NMX-AA-61-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales- Determinación de la Generación*, México.

REMOCIÓN DEL HERBICIDA 2,4-D UTILIZANDO HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL A ESCALA PILOTO.

Andrés Felipe Echeverri González ^a, Gustavo Peñuela Mesa ^a.

^a Grupo de diagnóstico y control de la contaminación (GDCON), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Abstract

2,4-D is one of the most widely used herbicides in the world and second in Colombia after glyphosate. Therefore, this herbicide is commonly found in surface water and groundwater. Various types of systems for treating water containing the pesticide 2,4-D have been proposed, but few studies report the use of biological systems for this purpose. Thus, in this work the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands were evaluated for the removal of 2,4-D in water. The wetlands were constructed using fiberglass and planted with *Phragmites australis*. Synthetic wastewater was used as the influent, which was added to different concentrations of 2,4-D (20, 40 and 60 mg/L) and glucose (DOC = 30, 60 and 90 mg/L). Removals of 71%-99% and 73%-98% were achieved for 2,4-D and dissolved organic carbon (DOC) respectively, resulting in effluent concentrations below 0.05 mg/L for 2,4-D and from 5-15 mg/L for DOC. It was found that with increasing concentrations of 2,4-D in the influent, the removal efficiency decreased, perhaps due to a toxic effect on the biological component. The DOC concentration in the influent had a significant effect on the removal of the herbicide and the DOC, demonstrating that organic matter in constructed wetlands is important to the contaminant removal process. It can be concluded that constructed wetlands are a viable alternative for the treatment of wastewater contaminated with the pesticide 2,4-D.

Introducción

El crecimiento poblacional e industrial trae consigo un aumento en la producción de residuos domésticos e industriales tanto líquidos como sólidos [1]. La contaminación del agua y con ella la perturbación y deterioro de los ecosistemas acuáticos, como consecuencia de los vertidos derivados de las actividades humanas, supone un grave riesgo para la salud y para el bienestar de las personas, así como un severo problema ambiental [2]. Desde el punto de vista ambiental, la contaminación de las aguas no sólo tiene un efecto negativo sobre la vegetación y la fauna asociadas al ecosistema acuático, sino que también ocasiona un desequilibrio perjudicial para todo el ecosistema terrestre que depende de estas masas de agua [3]. En las zonas urbanas de los países en desarrollo, el 70% de los residuos líquidos son vertidos a los recursos hídricos sin tratamiento previo [4], y en las zonas rurales rara vez se realizan tratamientos de las aguas residuales[5]. Las descargas de aguas residuales en las zonas rurales son una combinación de los residuos domésticos y agrícolas que a menudo contienen restos de plaguicidas [6, 7], algunos de ellos son tóxicos y genotóxicos como los herbicidas fenoxiacéticos, entre los cuales se encuentra el ácido 2,4 diclorofenoxiacético (2,4-D)[8-10].

El 2,4-D es un herbicida de tipo hormonal que actúa como análogo de la auxina, es ampliamente utilizado en cultivos de arroz, avena y maíz para el control de malezas

dicotiledóneas [11]. El 2,4-D es uno de los herbicidas más utilizados a nivel mundial y el segundo en Colombia después del glifosato[12], este hecho, sumado a su alta solubilidad en agua (900 mg/L, como sal dimetilamina) que le permite gran movilidad, hace que sea común encontrarlo en aguas superficiales y subterráneas [13].

El 2,4-D es neurotóxico, que se absorbe con facilidad a través de la piel o por inhalación, puede causar daños al hígado, a los riñones, a los músculos y al tejido cerebral [4]. Pavlica et al. [8] demostraron que el 2,4-D puede causar mutación genética en procariotas, insectos y células de mamíferos (in vitro) y efectos cromosómicos en plantas, y células somáticas de mamíferos (in vivo).

La descomposición del 2,4-D en ambientes acuáticos es debida principalmente a procesos microbiológicos, su metabolismo se inicia normalmente con la eliminación de la cadena lateral de carbono de la estructura, formando como producto de degradación 2,4-diclorofenol (2,4-DCP)[14].

Se han reportado el uso de humedales construidos como una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales [15-19], y Agudelo et al. [20] y Sherrard et al. [21] han demostrado la viabilidad de utilizar los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (SSFCW) para el tratamiento de aguas contaminadas con pesticidas. Los humedales involucran vegetación, un soporte como la grava y los microorganismos [22, 23]. Tales sistemas pueden ser considerados como opciones adecuadas para la depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades de las zonas rurales de los países en desarrollo [24-26], donde las aguas residuales agrícolas son comunes y los recursos económicos son escasos[27].

En la actualidad se han propuesto diversos tipos de sistemas para el tratamiento de aguas contaminadas con el plaguicida 2,4-D, la mayoría de estos utilizan sistemas físicos o químicos para la remoción, como los reportados por Tang, Luo [28] y Han, Jia [29], pero pocas investigaciones reportan sistemas biológicos para este fin [30, 31], y aún menos son los reportes del uso de humedales construidos para la remoción de 2,4-D[32]. En este trabajo se evaluó la eficiencia de un humedal construido para la remoción de 2,4-D a escala piloto.

Materiales y Métodos.

Instalación de los sistemas experimentales.

Durante la fase experimental se utilizaron tres humedales construidos en fibra de vidrio opaco, ubicados en la terraza de la Sede de Investigación Universitaria (SIU) de la Universidad de Antioquia, sus dimensiones fueron 1m x 0,6m x 0,6m de largo, ancho y profundidad, respectivamente. Los humedales tenían una altura de la grava de 0,3 m con granulometría de 3,9-6,4 mm, la altura de la lámina de agua fue de 0,2m, tres humedales fueron plantados con *Phragmites australis*(6,67 plantas/m²), el tiempo de retención hidráulico fue 4,2 días. El componente microbiológico asociado al sistema fue obtenido por bioestimulación, para lo cual se hizo recircular agua residual sintética de acuerdo a lo descrito por Dangcong, et al. [33] por 4 semanas. Los humedales de flujo subsuperficial horizontal funcionaron de manera continua y el control de caudal se realizó mediante un flujómetro a la entrada de cada humedal,

como afluente se utilizó agua residual sintética [33], la cual fue adicionada a diferentes concentraciones de 2,4-D (20, 40 y 60 mg/L) y de glucosa (30, 60 y 90 mg/L de COD).

Muestreo y análisis instrumental.

Durante 6 meses se recogieron muestras de manera puntual en los días 0, 1 y 2 a la entrada, y en los días 4, 5 y 6 a la salida de cada humedal después de iniciar cada tratamiento. A las muestras se les determinó la concentración de 2,4-D y COD.

Para la cuantificación de 2,4-D y 2,4 diclorofenol (2,4 DCP), las muestras fueron filtradas utilizando filtros de fibra de vidrio Advantec GC-50 de 47 mm de diámetro, posteriormente fue ajustado el pH entre 1,0 y 2,0 con ácido fosfórico. Se inyectaron 100 μ L de muestra mediante un inyector automático a un cromatógrafo líquido Agilent Technologies 1200 series equipado con un módulo desgasificador y conectado a una bomba cuaternaria, se utilizó una columna ZorbaxSB C18 de 4,6 x 150 mm y 3,5 μ m de diámetro de partícula, acoplada a un detector de arreglo de diodos (DAD). La fase móvil fue acetonitrilo:ácido fosfórico 0,1% en agua 50:50 en modo isocrático y su flujo de 1 mL/min, la detección de 2,4-D se realizó a una longitud de onda de 230 nm y el 2,4-DCP fue detectado a 220 nm. La cuantificación del COD fue realizada en un analizador de carbono Apollo 9000, mediante combustión a alta temperatura y detección de infrarrojo no dispersivo.

Los métodos usados fueron validados de acuerdo a lo descrito por Aguirre, et al. [34], evaluándose linealidad, precisión, exactitud y límite de cuantificación, obteniéndose resultados dentro del rango de aceptación que fue establecido en términos de la desviación estándar relativa (% RSD) menor al 10%. El límite de cuantificación para 2,4-D y 2,4-DCP fue establecido en 50 μ g/L y para el COD fue 5 mg/L

Análisis estadístico.

Los datos fueron digitalizados y procesados utilizando el paquete ofimático Excel 2007, para la determinación de la normalidad en la distribución de los resultados se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la presencia de diferencias significativas entre los tratamientos se hizo mediante un Análisis de Varianza factorial y posterior aplicación de la prueba de contraste de medias de Tukey. Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia de 5% y utilizando el paquete estadístico R versión 3,0,1.

Resultados y discusión.

Remoción de COD.

Las remociones de COD estuvieron entre 73%-98%, obteniendo en el mejor de los casos un efluente con concentración de 1,6 mg/L de COD, la menor remoción se logró cuando la concentración de COD en el afluente fue la más baja (30 mg/L), con un promedio de 87,7%, y cuando el COD en el afluente aumentó a 60 mg/L y 90 mg/L fueron las remociones significativamente más altas ($p < 0.05$), aun cuando con 90 mg/L disminuyó ligeramente la remoción (Figura 1). Resultados similares fueron

obtenidos por Casas et al. [35] y Agudelo et al. [27] quienes encontraron que a bajas concentraciones de COD en el afluente es afectada la capacidad de los humedales para remover la materia orgánica, demostrando que la cinética de biodegradación de la materia orgánica es favorecida por el aumento en la concentración del sustrato.

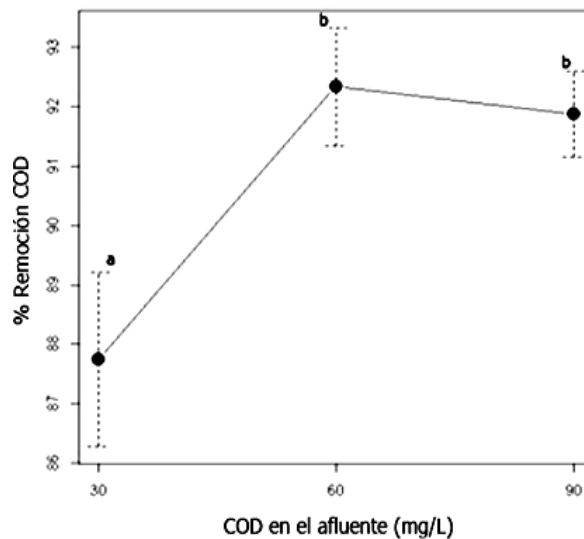


Figura 1. Efecto de la concentración de COD en el afluente sobre la remoción de COD en los humedales. Nota: letras diferentes indican diferencias significativas (Prueba HSD Tukey).

La remoción de COD fue afectada por la concentración de 2,4-D en el afluente ($p < 0.05$), como se aprecia en la figura 2. La mayor remoción (92,4%) se obtuvo cuando la concentración del herbicida fue la menor (20 mg/L), pero cuando aumentó la concentración de 2,4-D (40 o 60 mg/L) disminuyó significativamente la remoción de COD ($p < 0.05$), indicando que parte de la población microbiana fue inhibida por el aumento de la concentración de 2,4-D.

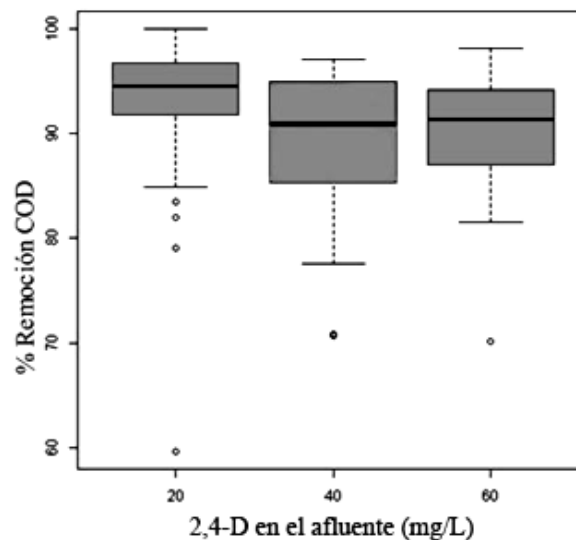


Figura 2. Efecto de la concentración de 2,4-D del afluente sobre la remoción de COD en los humedales. Nota: letras diferentes indican diferencias significativas (Prueba HSD Tukey).

Prado et al. [36] observaron que cuando aumentaba la concentración de 2,4-D en los suelos con los cuales hacían ensayos de biodegradación del herbicida, disminuía la actividad microbiológica en la degradación de 2,4-D.

Sin embargo, en el presente trabajo a pesar de que la concentración de 2,4-D afectó la remoción de COD, ésta aún era alta, lo que indica que la población microbiana no era muy sensible a las concentraciones usadas de 2,4-D en los ensayos.

Remoción de 2,4-D.

La remoción de 2,4-D fue alta, con un promedio de 92,2%, y una eficiencia máxima de 99,92%, de acuerdo al análisis de varianza tanto la concentración inicial de COD como la de 2,4-D, tuvieron un efecto significativo sobre la remoción de 2,4-D en el sistema ($p < 0,05$).

La remoción de 2,4-D en los humedales construidos no tuvo un claro comportamiento en función de la concentración de COD en el afluente (Figura 3), ya que con 30 mg/L se alcanzó una remoción del 89,6%, con 60 mg/L de COD fue 95,3% y con 90 mg/L fue 91,7%. En todos los casos las remociones de 2,4-D fueron altas, y posiblemente la presencia de la glucosa en el agua como cosustrato pudo ayudar para que los microorganismos degradaran el 2,4-D. Xie et al. [37] y Widehem et al. [38] demostraron la importancia de utilizar un cosustrato fácilmente biodegradable para mejorar la eficiencia en la degradación microbiológica de plaguicidas. También se han reportado que la presencia de cosustratos en los sistemas biológicos mejoran la remoción de 2,4-D, como lo observaron Celis et al. [39] que en un tratamiento con un sistema SBR empleando glucosa como cosustrato, en cinco días se degradaron completamente 100 mg/L de 2,4-D. El tiempo de aclimatación del sistema SBR a la presencia del 2,4-D fue de 3 semanas. De igual forma Sanchis et al. [31] llevaron a cabo el tratamiento de 2,4-D por medio de reactores secuenciales biológicos de membrana (SBMBR) utilizando glucosa como cosustrato, comprobando una eliminación casi completa de 44 mg/L de 2,4-D. pero se requirió una aclimatación del SBMBR al 2,4-D de 10 semanas.

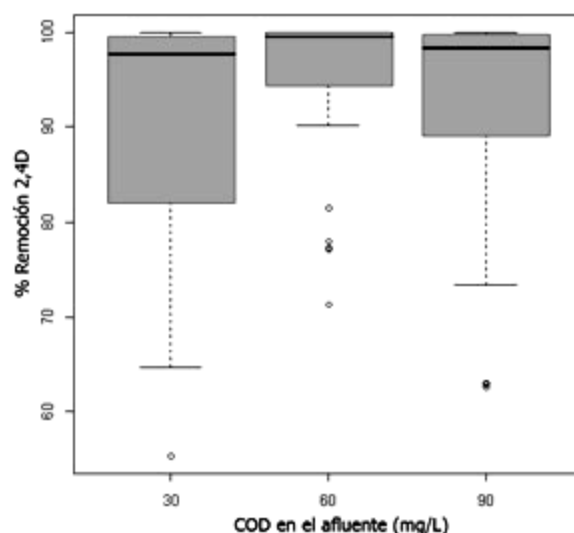


Figura 3. Efecto de la concentración de COD en el afluente sobre la remoción de 2,4-D.

Sin embargo, a pesar de los altos porcentajes de degradación del 2,4-D que se han obtenido con varios sistemas biológicos se ha logrado en tiempos de residencia muy largos (más de 5 días) y con periodos de aclimatación de más de 3 semanas. En el presente trabajo se alcanzaron altas las remociones de 2,4-D (inclusive hasta 99,9%), sin necesidad de aclimatar los humedales a la presencia del herbicida 2,4-D, aun cuando el periodo de tratamiento sigue siendo alto (4,2 días, que fue el tiempo de retención hidráulico en el humedal).

En la figura 4 se aprecia que para la concentración más baja de 2,4-D en el afluente (20 mg/L), la remoción del herbicida fue la más alta (98,2%), cuando la concentración de 2,4-D aumentó a 40 mg/L y 60 mg/L, disminuyeron las remociones a 85,8% y 92,8%, respectivamente, aunque también son altas, logrando efluentes con concentraciones de 2,4-D por debajo del límite máximo de la norma internacional sobre la calidad del agua para consumo humano establecido en 0,07 mg/L [40]. El aumento de la concentración de 2,4-D pudo inhibir parte de la población microbiana en la degradación del herbicida.

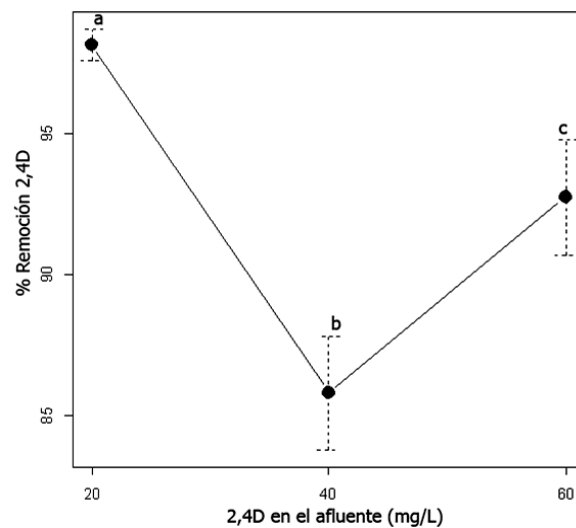


Figura 4. Efecto de la concentración de 2,4-D en el afluente sobre la remoción de 2,4-D. Nota: letras diferentes indican diferencias significativas (Prueba HSD Tukey).

Sanchis et al. [31] comprobaron que hubo una disminución en la remoción en el tratamiento de 2,4-D en un sistema SBMBR, cuando se aumentó la concentración de 2,4-D en el afluente, para una concentración alrededor de 44mg/L, alcanzándose remociones mayores al 99%, pero cuando la concentración aumentó hasta 100 mg/L, disminuyó la eficiencia hasta 95%.

La figura 5 describe la superficie de respuesta para la remoción de 2,4-D en función de la concentración de COD y de 2,4-D en el afluente, evidenciándose que cuando el COD y el 2,4-D estaba alrededor de 30 mg/L y 20 mg/L, respectivamente, la eficiencia de remoción fue la más alta, superando el 95%, pero si la concentración de COD se mantenía constante y aumentaba la concentración de 2,4-D hasta 60 mg/L, entonces la remoción del herbicida fue altamente afectada, disminuyendo hasta 85%. Cuando la cantidad de COD aumentó a 90 mg/L y el 2,4-D se mantenía en 60 mg/L, se incrementaba hasta el 95% la remoción del herbicida, y cuando la concentración de COD fue la más alta y la de 2,4D fue la más baja, disminuía la

capacidad del humedal para remover 2,4-D. Esto indica que en el humedal debe mantenerse una relación adecuada COD/2,4-D para alcanzar buenas remociones de 2,4-D. Se comprobó que la relación 1,6 de COD/2,4-D favoreció la remoción del herbicida.

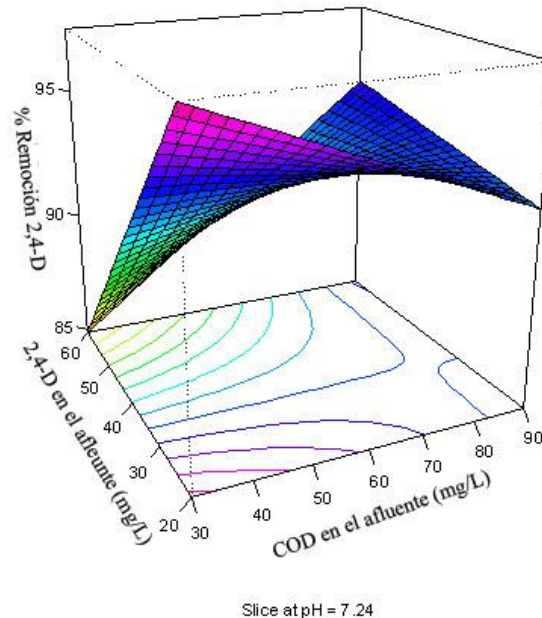


Figura 5. Superficie de respuesta para la remoción de 2,4-D.

En el efluente de los humedales construidos se detectó la presencia de 2,4-DCP, uno de los productos de degradación más importantes del 2,4-D, pero las concentraciones fueron relativamente bajas, entre <0,05 mg/L y 2,16 mg/L, indicando que este compuesto fue rápidamente transformado, o que pudo volatilizarse, ya que tiene una alta presión de vapor (0.09 mm Hg a 25°C).

Conclusiones.

Los resultados obtenidos demuestran que los humedales subsuperficiales construidos son una alternativa eficiente para la remoción del herbicida 2,4-D.

La adición de glucosa al agua conteniendo 2,4-D mejora las remociones en el humedal tanto de COD como de 2,4-D.

Se logró disminuir la concentración del herbicida por debajo del límite de cuantificación del método (0,05 mg/L).

Se evidenció que la concentración de 2,4-D puede afectar la eficiencia de los humedales para la remoción tanto de la materia orgánica como de 2,4-D, sin embargo, en el presente trabajo, la disminución de la remoción no fue muy notable con el aumento de la concentración de 2,4-D.

Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo GDCON y al fondo de sostenibilidad 2013 – 2014 de la Vicerrectoría de investigaciones de la Universidad de Antioquia por el apoyo técnico y financiero a este proyecto.

Referencias bibliográficas

1. Reynolds, K.; Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica. Identificación del problema, in *Aguas Latinoamérica*. **2002**.
2. Ruiz, J.M.; Aspectos económicos relacionados con la calidad de las aguas. Aplicación al caso de España. , in *Hacia una nueva cultura del agua*, Congreso ibérico sobre gestión y planificación de las aguas. Zaragoza, España, **1998**.
3. Arroyo, P., González, G., Saenz, L. Los humedales construidos como sistemas para el tratamiento de agua residual industrial y urbana. Caracterización de las comunidades de bacterias presentes en estos ecosistemas. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, **2010**, España.
4. García, L.A. Aguas residuales: problemática y necesidad para un desarrollo sustentable. *Revista Virtual pro*, **2009**. 86: p. 1-2. .
5. González, D., Echeverri, J. Saneamiento hídrico en Colombia: instituciones y situación actual. *Ecós de Economía EAFIT*, **2004**. 18: p. 22-97.
6. López, P., Carbonell, G., Fernández, C., Tarazona, J. Ecological impact of repeated applications of chlorpyrifos on zooplankton community in mesocosms under Mediterranean conditions. *Ecotoxicology*, **2008**. 17(8): p. 811-825.
7. López, C., Gómez, S., Rey, M., Cancho, B., Simal, J. Determination of pesticides by solid phase extraction followed by gas chromatography with nitrogen–phosphorous detection in natural water and comparison with solvent drop microextraction. *Anal Bioanal Chem*, **2006**. 384(4): p. 1002-1006.
8. Pavlica, M., Papeš, D., Nagy, B. 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid causes chromatin and chromosome abnormalities in plant cells and mutation in cultured mammalian cells. *Mutation Research Letters*, **1991**. 263(2): p. 77-81.
9. Kennepohl, E., Munro, I.C. Phenoxy Herbicides (2,4-D), in *Handbook of Pesticide Toxicology*, 2nd Ed.; I.K. Robert and William, C.K., Eds. Academic Press: San Diego. **2001**; 1623-1638.
10. U.S. EPA. *2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid (2,4-D), Chemical Summary*. U.S. Environmental Protection Agency: Washintong, DC, **2007**.
11. RAPAM; RAP-ALIPEN; 2,4-D: Razones para su prohibición mundial, 2007.
12. ICA; Estadísticas de comercialización de plaguicidas químicos de uso agrícola, Instituto Colombiano Agropecuario: Bogotá – Colombia, 2011.
13. Laganà, A., Bacaloni, A., Leva, I., Faberi, A., Fago, G., Marino, A. Occurrence and determination of herbicides and their major transformation products in environmental waters. *Anal Chim Acta*, **2000**: p. 187–198.
14. Ghoshdastidar, A., Tong, A. Treatment of 2,4-D, mecoprop, and dicamba using membrane bioreactor technology. *Environ Sci Pollut Res*, **2013**. 20(8): p. 5188-5197.
15. Brix, H., Koottatep, T., Laugesen, C.H., Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. *Water science and technology: Journal of the International Association on Water Pollution Research*, **2007**. 56(3): p. 69-74.

16. Budd, R., O'geen, A., Goh, K.S., Bondarenko, S., Gan, J. Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere*, **2011**. 83(11): p. 1581-1587.
17. Kadlec, R.H., Wallace, S.D. *Treatment wetlands*, 2nd Ed.; Chelsea, CRC Press: Michigan, **2009**.
18. Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, **2006**. 26(4): p. 341-347.
19. Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith Jr, S., Cullum, R.F., Knight, S.S., Locke, M.A., Bennett, E.R., Mitigation of two pyrethroid insecticides in a Mississippi Delta constructed wetland. *Environmental Pollution*, **2009**. 157(1): p. 250-256.
20. Agudelo, R.M., Jaramillo, M.L., Peñuela, G. Comparison of the removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon in horizontal sub-surface and surface flow wetlands. *Science of The Total Environment*, **2012**. 431(0): p. 271-277.
21. Sherrard, R.M., Bearn, J.S., Murray-Gulde, C.L., Rodgers Jr, J.H., Shah, Y.T. Feasibility of constructed wetlands for removing chlorothalonil and chlorpyrifos from aqueous mixtures. *Environmental Pollution*, **2004**. 127(3): p. 385-394.
22. Vymazal, J., Kröpfelová, L. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, in *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer Netherlands, **2008**; p. 121-202.
23. Vymazal, J., Kröpfelová, L., Transformation Mechanisms of Major Nutrients and Metals in Wetlands, in *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer Netherlands, 2008; p. 11-91.
24. Rodríguez, C. Humedales construidos. Estado del arte. (II). *Ingeniería hidráulica y ambiental*, **2003**. 24: p. 42-48.
25. Abidi, S., Kallali, H., Jedidi, N., Bouzaiane, O., Hassen, A. Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. *Desalination*, **2009**. 246(1-3): p. 370-377.
26. Ayaz, S.Ç. Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands. *Desalination*, **2008**. 226(1-3): p. 249-255.
27. Agudelo, R.M., Peñuela, G., Aguirre, N.J., Morató, J., Jaramillo, M.L. Simultaneous removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon using horizontal sub-surface flow pilot wetlands. *Ecological Engineering*, **2010**. 36(10): p. 1401-1408.
28. Tang, Y., Luo, S., Teng, Y., Liu, C., Xu, X. Zhang and L. Chen, Efficient removal of herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid from water using Ag/reduced graphene oxide co-decorated TiO₂ nanotube arrays. *Journal of Hazardous Materials*. **2012**. 241-242(0): p. 323-330.
29. Han, D., Jia, W., Liang, H. Selective removal of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid from water by molecularly-imprinted amino-functionalized silica gel sorbent. *Journal of Environmental Sciences*, **2010**. 22(2): p. 237-241.
30. Ghoshdastidar, A.J., Tong, A.Z., Treatment of 2,4-D, mecoprop, and dicamba using membrane bioreactor technology. *Environ Sci Pollut Res*, **2013**. 20(8): p. 5188-5197.
31. Sanchis, S., Fernández, A., Polo, A. Eliminación de compuestos emergentes mediante sistemas biológicos y su acoplamiento con procesos de oxidación avanzada, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, 2012. Madrid - España.

32. Anderson, J., Carlson, J., Low, J., Challis, J., Wong, C., Knapp, C., Hanson, M. Performance of a constructed wetland in Grand Marais, Manitoba, Canada: Removal of nutrients, pharmaceuticals, and antibiotic resistance genes from municipal wastewater. *Chemistry Central Journal*, **2013**. 7(1): p. 1-15.
33. Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.P., Moletta, R. Effects of Oxygen Supply Methods on the Performance of a Sequencing Batch Reactor for High Ammonium Nitrification. *Water Environment Research*, **2000**. 72(2): p. 195-200.
34. Aguirre, L., García, F., García, T., Illera, M., Juncadella, M., Lizondo, M., Lluch, S., Antunez, S., Carro, A., Garcia, A., Caturla, M., Celma, L., Encima, G., Jansat, J., Cortés, R. Validación de métodos analíticos, Asociación Española de Farmacéuticos de la Industria: Barcelona, **2001**.
35. Casas, J.C., Ríos, K., Florville, T., Morató, J., Peñuela, G. Influence of chlorothalonil on the removal of organic matter in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, **2013**. 48(2): p. 122-132.
36. Prado, A.G., Airoldi, C. Effect of the pesticide 2,4-D on microbial activity of the soil monitored by microcalorimetry. *Thermochimica Acta*, **2000**. 349(1-2): p. 17-22.
37. Xie, S., Liu, J., Li, L., Qiao, C. Biodegradation of malathion by *Acinetobacter johnsonii* MA19 and optimization of cometabolism substrates. *Journal of Environmental Sciences*, **2009**. 21(1): p. 76-82.
38. Widehem, P., Ait, S., Tixier, C., Sancelme, M., Veschambre, H., Truffaut, N. Isolation, characterization and diuron transformation capacities of a bacterial strain *Arthrobacter* sp. N₂. *Chemosphere*, **2002**. 46(4): p. 527-534.
39. Celis, E., Elefsiniotis, P., Singhal, N. Biodegradation of agricultural herbicides in sequencing batch reactors under aerobic or anaerobic conditions. *Water Research*, **2008**. 42(12): p. 3218-3224.
40. U.S EPA; Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, **2011**.

PROPUESTA PARA EL APROVECHAMIENTO DEL PET EN LA UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE TEHUACÁN

Gonzalez Vazquez E.

Martínez Suárez J. L.

Ferro Cabanzo J.

Vega Contreras A.

Prolongación 1 sur No. 1101 San Pablo Tepetzingo C.P. 75859, Tehuacán, Puebla, Tel/Fax. 01(238)3803100, email: luis.martinez@uttehuacan.edu.mx

RESUMEN

Actualmente en la Universidad Tecnológica de Tehuacán se detecto que gran parte de los desechos sólidos producidos son del Polietireno Teleftarato PET consumido por la población, dado este punto se consideró que el PET es un material no biodegradable y que tarda de 50 a 200 años en degradarse en un vertedero (Elias, 2012).

Se realizó un estudio estadístico para inferir en los datos de la población y sustentar la problemática del gran número de desechos sólidos la cual es mayor a mil botellas por día y la mayor parte de esta población solo los desecha y la universidad no separa el material con lo que todo esto se va a mezclar y dañará más el ambiente.

Se realizó una maquina la cual tiene como meta lograr reducir el impacto que muchas botellas generan en el ambiente, al igual que nos brindará un material con el que posteriormente podremos emplear en la elaboración de materiales como materia prima en asignaturas o de construcción civil para así volver efectiva la reducción del impacto ambiental. Se menciona fabricar una máquina y no adquirirla debido a que se busca que los alumnos adquieran el modelo por competencias con base a un proyecto integrador, con base al paradigma constructivista se busca poner en práctica los conocimientos y aplicar la transversalidad con las asignaturas así como valores y responsabilidad social y ambiental.

Introducción.

Actualmente en la Universidad Tecnológica de Tehuacán se detecto que gran parte de los desechos sólidos producidos son del Polietireno Teleftarato PET consumido por la población, dado este punto se consideró que el PET es un material no biodegradable y que tarda de 50 a 200 años en degradarse en un vertedero (Elias, 2012).

En la universidad tecnológica de Tehuacán se consumen botellas de pet (refrescos o agua) y nos encontramos en la problemática de que la universidad no cuenta con un sistema de recolección de basura propiamente, no se separa los desechos los cuales puedan tener un rehusó.

En este punto es cuando surge la pregunta obligada ¿Qué podemos hacer para poder evitar, reducir o por lo menos ampliar la vida útil de una botella de plástico?

Este proyecto surge por la necesidad de reutilizar materiales que pueden afectar el medio ambiente, por lo que nos hemos percatado del numero abundante de botellas de PET que se generan por diferentes productos que pueden ser simplemente desechados y así pretendemos darle un mejor uso que nos beneficie a nosotros para disminuir la contaminación y el deterioro ambiental en nuestra comunidad.

La fabricación de una maquina logrará reducir el impacto que muchas botellas generan en el ambiente, al igual que nos brindará un material con el que posteriormente podremos emplear en la elaboración de materiales como materia prima en asignaturas o de construcción civil para así volver efectiva la reducción del impacto ambiental.

Cabe destacar que al desarrollar este proyecto contribuyó en el modelo por competencias desarrollado por los alumnos deido a que se desarrolló el paradigma cognitivo, como menciona Bruner y Ausebel se busca estrategias cognitivas, metacognitivas y de enseñar a pensar (Hernández, 2012). Con base a este paradigma se puso en práctica los conocimientos de varias asignaturas poniendo en práctica la transversalidad y cosas importantes como los valores, responsabilidad social y ambiental.

Objetivo

Diseñar un proceso sustentable para la reutilización del pet, por medio de la construcción de una máquina trituradora de pet, para posteriormente ocupar esa materia prima en asignaturas de la carrera y para fabricar ladrillos y columnas con el producto obtenido, con el fin de ayudar al medio ambiente y a la población de la universidad.

Objetivos específicos

- Aplicar el modelo por competencias para poder obtener un modelo significativo para posteriormente los alumnos los empleen en su vida laboral.
- Diseñar una máquina trituradora de pet con el fin de reducir costos en la forma de reciclar a comparación de otras máquinas.

- Construir una máquina trituradora de pet con material reutilizable pero que cuente con las medidas de seguridad para su uso.
- Obtener un material en hojuelas con el fin de ser mezclado con otras sustancias.
- Fabricar ladrillos y columnas a partir del material arenoso, el cual cumpla con las características de resistencia de materiales para la construcción de viviendas sustentables.

Alcances y limitaciones.

En esta fase se plantea la creación de una máquina la cual tendrá como objetivo la obtención de las hojuelas, por otra parte se plantea utilizar ese producto obtenido la cual no se ha llegado hasta esa fase debido a que todavía está en la fase de pruebas.

Metodología.

En la Universidad se logró ver la problemática antes mencionada y se decidió inferir en los datos con respecto al consumo de botellas PET por parte de los estudiantes de diversas carreras debido a que se plantea aplicar una inferencia estadística para generalizar sobre la población usando una muestra. El tipo de muestra empleada es el aleatorio en la cual cada unidad de la población tiene una oportunidad igual e independiente de ser seleccionada para la muestra (Hopkins, 1997). Con base a esto la muestra fue de 22 estudiantes pertenecientes a 6 carreras, las preguntas fueron:

1. ¿Cuántas botellas de PET consumes diario en la escuela? Y ¿Cuántas en tu casa?
2. ¿Qué hacen con la botella?

De acuerdo a los datos obtenidos se podrá inferir en la población.

Las maquinarias trituradoras son costosas para el presupuesto de la universidad en este momento debido a que ya se tiene contemplado la adquisición de otros equipos es por ello que debido al conocimiento de los alumnos se pensó en construir una máquina la cual tiene como fundamento didáctico el aplicar el modelo por competencias.

Con base a los diseños presentados por Medina (2011) y Sanchez (2010), se propuso una trituradora semejante contando con los siguientes materiales para su elaboración:

MATERIAL PARA FABRICAR LA MAQUINA Y COSTOS

- Motor de $\frac{1}{4}$ de caballo
- Cadena
- Catarinas
- Angulo
- Placa de acero

- Depósito de materiales
- PTR 1 ¼ CALIBRE 16x6mts
- Baleros 5/8
- Tubo de 1''
- Camisa de un motor N14
- Pintura
- Disco desbastador
- Tensador
- Estación de botones
- 10 Cable calibre 12
- Sistema de control para el motor

Resultado y discusión.

Dada la encuesta se obtuvieron los siguientes datos:

De un total de 22 encuestados se obtuvo que consumían 28 botellas (ver Fig.1) mientras que en sus casas el dato aumentaba exponencialmente hasta cerca de 250 botellas como se muestra en la Fig.2. Con ello podemos inferir que por cada alumno se genera una botella dado que la población es mayor a mil estudiantes se generaría más de 1000 botellas por día.

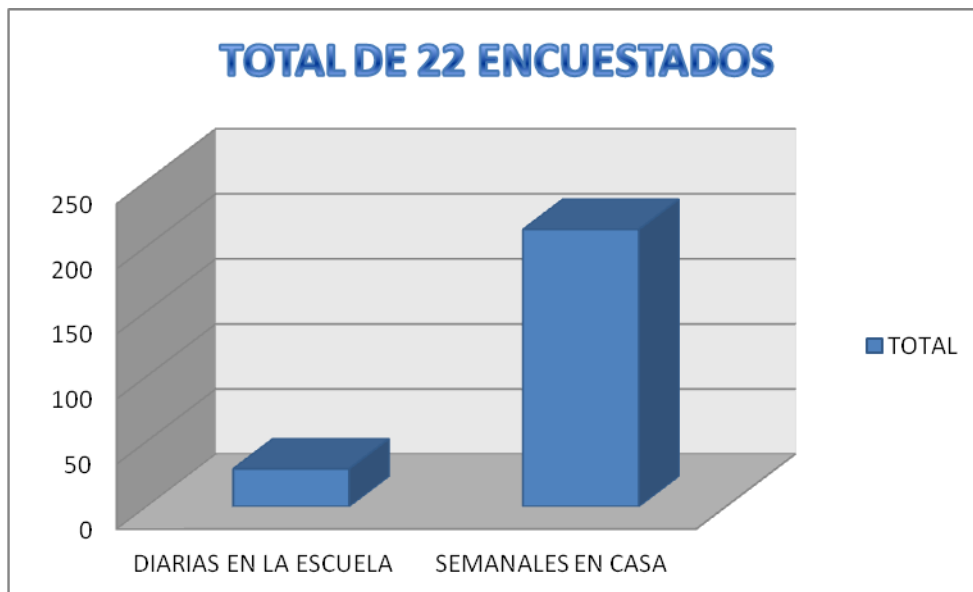


Fig. 1 Total de botellas por día por estudiantes

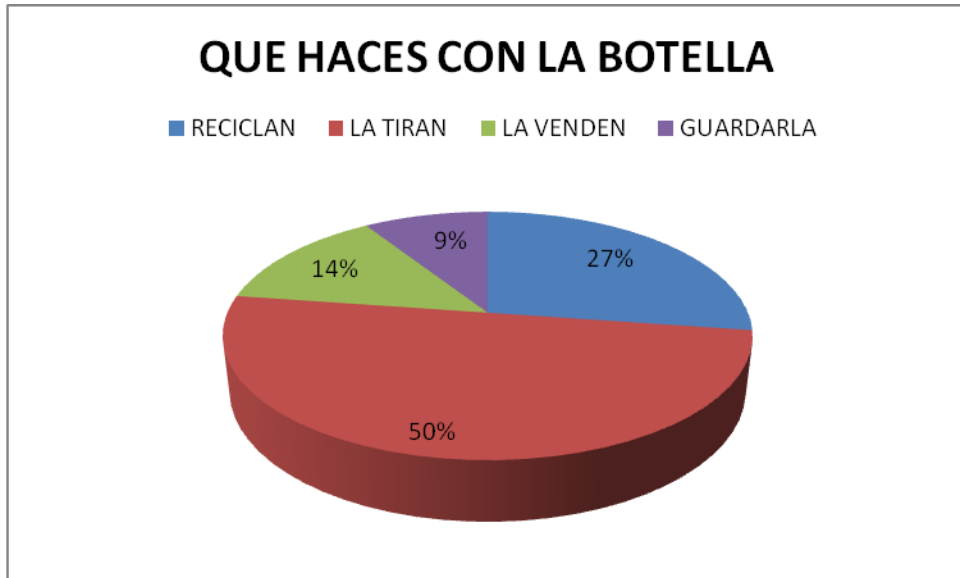


Fig. 2 Disposición Final

La máquina consta de una estructura de PTR talc como se muestra en la Fig. 3.



Fig. 3 Estructura.

Y se muestra el prototipo en dibujo en las Figuras 4 y 5. En el prototipo mostrado genera hojuelas de 1 cm².

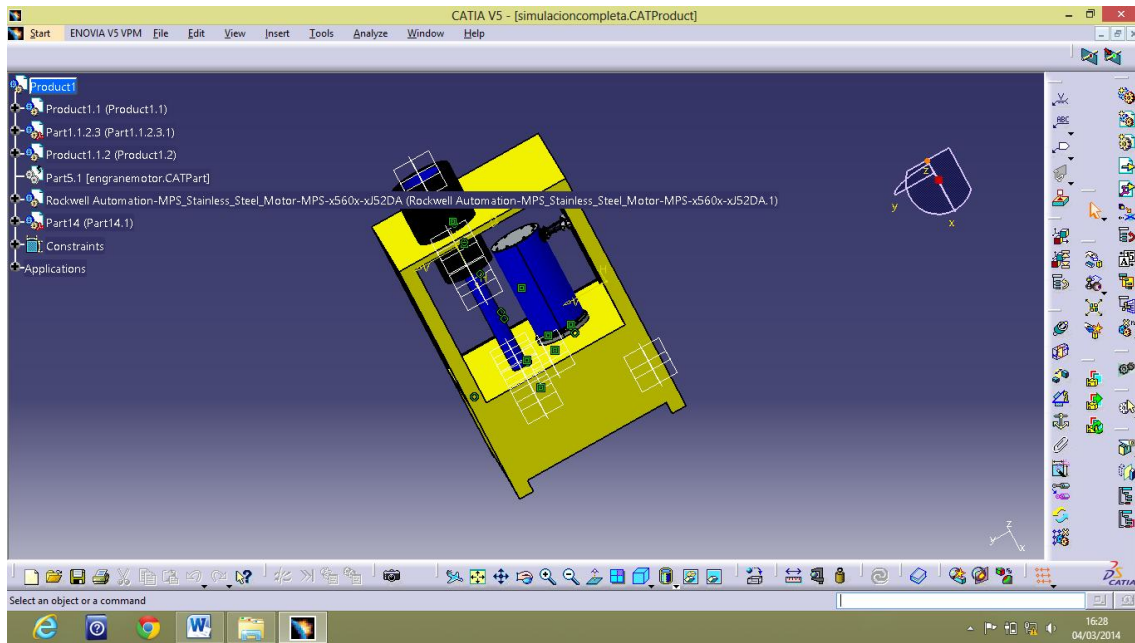


Fig. 4 Estructura de la máquina.

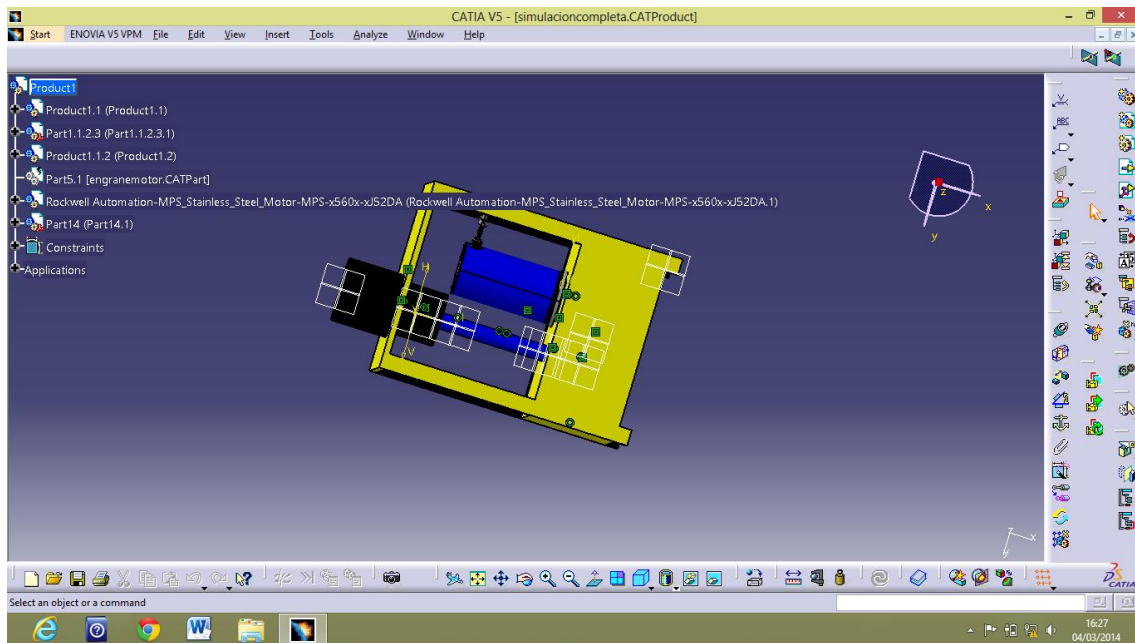


Fig. 6 Estructura en la cual lleva un motor

Conclusiones.

Los datos obtenidos infieren que el consumo es de más de 1000 botellas por día y dado que la disposición final de este recurso es desaprovechado se planteó ocuparlo, pero antes debe de tenerse este proceso por medio de una máquina para disminuir el tamaño del PET, dado que esta máquina es costosa en el mercado y en la universidad se cuenta con la carrera de mecatrónica en la cual los estudiantes ponen en práctica sus conocimientos desde un enfoque por competencias, posteriormente se planea utilizar este material para proyectos de la universidad como para palos de escoba, ladrillos, firmes, etc. Cabe aclarar que esa fase no se incluyó debido a que se están haciendo los análisis.

Bibliografía.

Elias X., 2012, Reciclaje de residuos industriales, Ediciones Díaz de Santos S.A.

Hernández Rojas, G., (2012), Paradigmas en psicología de la educación, Paidós Educador

Hopkins Kenneth y col. (1997), Estadística básica, Prentice Hall.

Medina y col. (2011), Diseño de una trituradora de plástico polietileno de teraftalona PET, Hacia la sustentabilidad: Los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima, 4ISIR.

Sánchez y col. (2010), Trituradora de PET con sierras de disco y criba flexible, ciencia tecnología e innovación para el desarrollo en México, Año 6 No. 131.

TIRADEROS ACIELO ABIERTO EN LOCALIDADES DEL MUNICIPIO DE TECOANAPA, GUERRERO, MÉXICO.

Juárez L. A. L.,¹ Sampedro R. M. L.,¹ Reyes U.M.¹ Leyva Z. A. P.,² Terrazas O. C.²

¹Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional. Universidad Autónoma de Guerrero. ²Estudiantes de la Licenciatura en Desarrollo Regional.

Calle Pino s/n Col. El Roble C.P. 39640. 01 (744) 4882957. analaura43@hotmail.com

Modalidad: Oral (X) Área: Residuos (X)

Palabras Clave: *Tiraderos a Cielo Abierto, Rellenos Sanitario, Residuos Sólidos Urbanos.*

Antecedentes.

El manejo inadecuado de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), provoca diversos problemas a la salud, contaminación al ambiente y generación de emisiones de Gases Efecto Invernadero (GEI), los cuales contribuyen al cambio climático. En promedio alrededor del 13.3% de GEI emitidos en el país se asocia con la Disposición Final (DF) de los residuos sólidos (SEMARNAT, 2013). Para eliminar los efectos negativos es necesaria una gestión adecuada de los RSU, que permita desarrollar acciones para la prevención, mitigación, compensación de los impactos ambientales y sanitarios provocados por el mal manejo de la basura.

La DF es la última etapa del manejo de los RSU. En México, gran parte de los municipios depositan de manera inadecuada sus residuos. Las prácticas más comunes para DF de los RSU son: 1) Relleno Sanitario (RS); 2) Sitio Controlado (SC) y 3) Tiradero a Cielo Abierto (TCA), las tres utilizan el suelo para disponer los residuos.

El RS es el sitio para la DF de RSU y Residuos de Manejo Especial (RME), que cumple con las especificaciones de la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, en la cual se aplican métodos de ingeniería para evitar la conminación del suelo, agua y aire. El SC es un sitio para la DF de RSU que cumple parcialmente con las especificaciones de un RS, en cuanto a obras de infraestructura y operación, pero sin cumplir con las especificaciones de impermeabilización.

Un TCA, es una forma inadecuada de disposición de los RSU, se caracteriza por las simples descargas de manera directa y cotidiana sobre el suelo, sin que existan medidas de protección al ambiente o a la salud pública, esta práctica es la más utilizada en el país, por económica y fácil de operar. Además carecen de requisitos e infraestructura establecida en la normatividad ambiental. En su mayoría estos sitios son clandestinos, pueden ser grandes o pequeños, familiares o municipales (Wehenpol y Hernández, 2006).

A nivel nacional, 62,287.67 ton/día de RSU se depositan en RS y SC, en los TCA 16,395.13 ton/día y 2,132.73 ton/día se desconoce donde se depositan (INECC-SEMARNAT, 2012). En Guerrero, se recolectan en promedio 968.1 toneladas diarias de RSU generados principalmente en las viviendas, parques, jardines y edificios públicos, que representan 1% de la recolección nacional, existen 80 sitios oficiales para la DF de los residuos, de los cuales el 98% son TCA, el resto son RS (INEGI, 2013). Sin embargo, SEMAREN (2011), reporta RS ubicados en: Acapulco, Chilapa, Zumpango, Hueycantenango, Huitzucó, Ometepec, Buenavista de Cuellar y Zapotitlán Tablas, los cuales cumplen parcialmente con la Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-

2003. SC y semicontrolados solo se reportan en 14 municipios, el resto de los sitios (59) funcionan como TCA oficiales.

La información generada en este estudio servirá para proponer acciones que disminuyan el impacto ambiental causado por el manejo inadecuado de los residuos sólidos. De ahí la importancia de conocer como se realiza la DF en las localidades del municipio de Teconapa, Gro.

Objetivo.

El objetivo de este trabajo fue detectar y ubicar Tiraderos a Cielo Abierto de residuos sólidos urbanos en las localidades de El Pericón, Huamuchapa, Xalpatláhuac, Buenavista, y la Cabecera Municipal de Tecoaanapa, Guerrero, con el fin de conocer el destino final de los residuos sólidos urbanos que se generan en las localidades de la región.

Metodología.

La investigación se realizó en localidades de El Pericón, Huamuchapa, Xalpatláhuac, Buenavista, y la Cabecera Municipal de Tecoaanapa; pertenecientes al municipio de Tecoaanapa, Guerrero. Se consideraron estas localidades ya que de acuerdo con la Secretaria de Desarrollo Social (SEDESOL), son Localidades Estratégicas (LE), las cuales *“son comunidades con posibilidades de incrementar el nivel de prestaciones de infraestructuras, servicios y capacidades productivas”* (DOF, 2013). Durante los meses de abril y mayo de 2013, se realizaron recorridos a pie por las cinco localidades. Se identificaron los tipos de DF de los RSU que se realiza en cada una de las localidades, después se efectuó la ubicación y cuantificación exacta de cada uno de los sitios, mediante el levantamiento y georeferenciación de los puntos con un GPS *Magellan Meridan Platinun*, tomando como base la señal de 7 satélites y una precisión de ± 3 m. Los datos generados se digitalizaron sobre una base cartográfica del área. Se elaboraron mapas temáticos con la ubicación de los TCA por localidad. También se tomaron fotografías de cada uno de los sitios, posteriormente se realizó una memoria fotográfica.

Resultados y Discusión.

Se ubicaron y georeferenciaron un total de 53 TCA (tabla No.1), de los cuales 51 son TCA clandestinos y dos son TCA oficiales, estos últimos se ubican en la Cabecera Municipal de Tecoaanapa y en Xalpatláhuac. Las localidades con mayor número de TCA fueron El Pericón y la Cabecera Municipal de Tecoaanapa. Se pudo constatar además que existe la dispersión recurrente de RSU en las localidades estudiadas, que no llegan a considerarse como TCA. La proliferación TCA es común en lugares donde carecen o no cuentan con servicio de recolección, lo que propicia que utilicen terrenos baldíos, barrancas y cauces como disposición final de sus residuos, este tipo de práctica la reporto Juárez, et al, en el 2007, en cauces fluviales de Acapulco y Buenrostro e Israde en el 2003 en municipios de Michoacán, la UNAM-DICyG (2006), en la cuenca del río Atoyac y Oswald en el 2003, en el estado de Morelos.

Actualmente la DF de los RSU a nivel municipal se concentra en el lugar conocido como “La Lagunita”, que funciona como TCA oficial (figuras 1 y 2). En la localidad Xalpatláhuac, el servicio de recolección y la DF lo realiza el municipio, depositando los residuos recolectados en el TCA ubicado en la misma localidad (figura 7), cuyo

propietario es el Sr. Mauro Baranda Rodríguez. El general en el municipio de Tecoaapa, el servicio de recolección se presta solo en ocho de las 59 localidades, entre las que cuentan con el servicio de recolección están cuatro de las localidades estudiadas (Cabecera Municipal de Tecoaapa, El Pericón, Xalpatlahúac y Buenavista). Sin embargo dichas localidades cuentan con 17, 20, 1 (oficial), y 8 TCA respectivamente. El resto de las localidades (51) quedan sin recolección. SEMAREN (2009), estima una generación per cápita para los habitantes del municipio de Tecoaapa de 0.3793 kg/hab/día, sumadas la población de las cinco localidades tenemos 14,459 habitantes, con una generación diaria de 5.484.29 ton por día de RSU que se disponen en TCA clandestinos y oficiales.

Tabla 1. TCA por localidades y fecha de georeferenciación

No.	Localidad	No. TCA	Fecha de Georeferenciación
1	Pericón	20	23 y 25 de abril 2013
2	Huamuchapa	7	24 de abril de 2013
3	Xalpatlahuac	1	8 de mayo de 2013
4	Buenavista	8	8 de mayo de 2013
5	Tecoaapa	17	25, 29 de abril y 6 de mayo de 2013
Total de TCA		53	

Con las 53 fotografías de los TCA, se elaboró una memoria fotográfica, así como 5 mapas donde se represento cartográficamente la ubicación de los TCA existentes en cada una de las localidades: El Pericón (figura 3 y 4); Huamuchapa (figura 5 y 6); Xalpatláhuac (figura 7 y 8), Buenavista (figura 9 y 10) y Cabecera Municipal de Tecoaapa (figura 11 y 12).



Figura 1. Ausencia de criterios y control en la DF en el TCA de “La Lagunita” Tecoaapa.



Figura 2. Pепенadores en el SDF “La Lagunita”



Figura 3. TCA de la localidad del Pericón



Figura 4. Ubicación de TCA de El Pericón



Figura 5. TCA de la localidad de Huamuchapa



Figura 6. Ubicación de TCA de Huamuchapa



Figura 7. TCA de la localidad de Xalpatláhuac



Figura 8. Ubicación de TCA de Xalpatláhuac



Figura 9. TCA de la localidad de Buenavista



Figura 10. Ubicación de TCA de Buenavista



Figura 11. TCA de la Cabecera Municipal del Tecoaanapa.



Figura 12. Ubicación de TCA de la Cabecera Municipal de Tecoaanapa.

Conclusiones.

La situación actual de la DF de los RSU es crítica, las prácticas tradicionales sin control han dado lugar a la aparición y proliferación de TCA que constituyen un foco de contaminación y riesgo para la salud de las poblaciones estudiadas. Conocer la ubicación exacta de los tiraderos en las localidades estudiadas nos permite identificar la problemática y diseñar programas de educación ambiental, que involucre a los pobladores, autoridades, locales, y sector académico.

A su vez, el municipio con esta información puede crear áreas de oportunidad para evaluar, controlar o erradicar los TCA, valorar si pueden ser transformados en un sitio controlado, requieren la clausura, o rehabilitación de los TCA ya existentes, con miras al aprovechamiento del biogás producido o quema y destrucción en su caso. Para México una acción obligada por la NOM 083. El trabajo en conjunto puede coadyuvar en las actividades de gestión de los residuos, combinando recursos e información, pudiendo superar sus limitaciones, y con ello generar información pertinente para la toma de decisiones y la realización de programas rurales de manejo de residuos.

En este contexto falta mucho trabajo por hacer como: conciencia ciudadana, conciencia política y el desarrollo de un nuevo modelo para llegar a la minimización de los residuos y su aprovechamiento.

Bibliografía.

-Buenrostro D., Israde I. (2003). La Gestión de los Residuos Sólidos Municipales en la Cuenca del Lago de Cuitzeo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19, 161-169.

-DOF, (2013). Diario Oficial de la Federación. Reglas de Operación del Programa para el Desarrollo de Zonas Prioritarias. Secretaria de Medio ambiente y Recursos Naturales. México.

-INECC-SEMARNAT. (2012). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos 2012*. México. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 16-23p.

-INEGI, (2013). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Boletín de Prensa 149/13. Chilpancingo de los Bravos, Guerrero. p1-6.

-Juárez, L. A, Sampedro R. M. L., Reyes U.M, López S. C. (2007). Memorias en extenso VI Congreso Internacional de Ciencias Ambientales y XII Nacional de Ciencias Ambientales. Ciudad de Chihuahua, Chih., México. p855-858

Oswald, S. U. (2003). *Condiciones socioambientales del agua en Morelos*, en: *El recurso agua en el alto Balsas*, México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM. 288-289p.

-SEMAREN. (2009). Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Guerrero. Programa estatal para la prevención y gestión integral de residuos de Guerrero. Gobierno del estado de Guerrero. 1-43p.

-SEMAREN, (2011). *Matriz de datos sobre la generación de residuos en el Estado*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales del Estado de Guerrero. Informe no publicado.

-SEMARNAT, (2012). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

-SEMARNAT, (2013). Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. p-29.

UNAM-DICyG. (2006). *Estudio de diagnóstico del manejo de residuos sólidos municipales en el municipio de Atoyac de Álvarez, Guerrero*. México, UNAM.77-78p.

Wehenpohl, G., Hernández, B. P. (2006). *Guía para la elaboración de programas municipales para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos urbanos*. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales. SEMARNAT. México. 24-25p.

The background image shows two mountain bikers riding on a dark, rocky trail. In the distance, there are large, rugged mountains covered in snow under a clear blue sky. The overall scene is bright and clear, suggesting a high-altitude or alpine environment.

SALUD AMBIENTAL

ECOTOXICOLOGÍA DE ELEMENTOS TRAZA EN LAGUNAS COSTERAS

²Vargas G. H.H., ¹Méndez R. L.C., ²Arreola L. J.A.

¹Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR, S.C.), La Paz, BCS.

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR, S.C.), Guaymas, Son.
Carretera a las Tinajas Km 2.3 predio el Tular S/N A.P. 85454, Guaymas, Sonora, México,
(622) 22 12237 e -mail: hvargas@pg.cibnor.mx
Modalidad: Oral (x) Área: Salud Ambiental (x)

1. Introducción.

Suter (1993) define la Ecotoxicología “como el estudio de los efectos tóxicos sobre organismos no-humanos, poblaciones y comunidades”; Walker et al. (1996, 2006), la definen como “el estudio de los efectos tóxicos de los compuestos sobre los ecosistemas” y según los autores está incluida en el campo de la Toxicología ambiental -la ciencia que estudia los efectos de las sustancias tóxicas sobre los organismos individuales-, refiriéndose a dos efectos ecológicos importantes de los contaminantes:

- La toxicidad directa sobre los organismos
- Las alteraciones del medio ambiente en el cual viven los organismos.

Esta definición de ecotoxicología ilustra la importancia de estudiar tanto la ruta de exposición, como la persistencia de los contaminantes y la sensibilidad de las especies, aspectos que deben de considerarse en el manejo de las sustancias para predecir sus efectos ecotoxicológicos y conservar o reestablecer los servicios ecosistémicos provenientes del capital natural de los ecosistemas (Costanza et al. 1997). Se ha observado que los ecosistemas costeros son los más sensibles y de manera global están perdiendo su calidad ambiental (Alley 2000), debido a que tienden a acumular contaminantes como nutrientes, elementos traza y compuestos orgánicos persistentes derivado de la actividad antropogénica y los efectos de actividades industrial, agrícola, turística, pesquera y minera, así como por las descargas de desechos urbanos, aguas negras y residuos industriales peligrosos (Pekey et al. 2004; Lara-Lara et al. 2008).

Sin embargo, en los ecosistemas marinos se presentan dos escenarios: algunos elementos están naturalmente presentes incluso pueden desempeñar papeles esenciales en la biota marina, y otros denominados xenobióticos (compuestos ajenos al sitio), por su sola presencia, pueden resultar potencialmente tóxicos al ecosistema. Los elementos traza comparten ambas características, algunos funcionan como micronutrientes esenciales para los organismos, pero al rebasar un umbral de concentración (incluso en niveles traza) se consideran entre los contaminantes más tóxicos para la biota acuática (O'Connor 2002; JAMP 2007).

2. Objetivo.

Presentar una revisión de los elementos traza y su potencial uso como indicadores ambientales del estado de salud de lagunas costeras.

3. Metodología

Se realizó una investigación documental para conocer el estado del arte de los elementos traza como indicadores ambientales y su potencial aplicación en lagunas costeras de Sonora. Los temas abordados comprendieron:

- **Concepto y clasificación de elementos traza.**
- **Función fisiológica en los organismos.**
- **Ecotoxicidad de elementos traza.**
- **Contaminación por elementos traza.**
- **Factores que afectan la ecotoxicología de los elementos traza en aguas costeras.**
- **Uso de elementos traza como indicadores de la calidad ambiental de lagunas costeras, caso Sonora, México.**

4. Resultados.

4.1. Concepto y clasificación de elementos traza.

El concepto de elemento traza hace referencia a aquellos elementos que están normalmente presentes en niveles inferiores a $1\mu\text{gL}^{-1}$ en agua, suelos, plantas y organismos. Esta definición incluye a oligoelementos (del griego: reducido, pequeño) que cumplen alguna función fisiológica esencial en los seres vivos y son llamados **micronutrientes** (e.g. Cobalto (Co), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Yodo (I), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo), Selenio (Se), Flúor (F) y Zinc (Zn). Existen otros que se hallan en el ambiente y son ya sea tóxicos o sin ninguna actividad biológica asociada como los **metales pesados** (e.g. Plomo (Pb), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Plata (Ag), Niquel (Ni) (Fernández-Turiel et al. 1995). Micronutrientes y metales pesados son las dos categorías para describir a los elementos traza, considerando si son necesarios o no para el crecimiento y desarrollo de plantas, animales y el hombre, aunque algunos elementos que si bien son esenciales resultan tóxicos cuando se encuentran en concentraciones relativamente elevadas y son metales pesados pero también micronutrientes (Cu, Zn, Ni, Co). Por otro lado, se pueden clasificar en otras tres categorías desde el punto de vista químico, como **metales de transición** (e.g. Talio (Tl), Vanadio (V), Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Itrio (Y), Mo, Ag, Cd, Platino (Pt), Oro (Au) y Hg, **metaloides** (Germanio (Ge), Arsénico (As), Teluro (Te), Boro (B), Silicio (Si), Estaño (Sn), o **no metales** Fluor (F), Cloro (Cl), Bromo (Br) Yodo (I) (Páez-Osuna 2005). Por lo anterior los términos micronutrientes, metal pesado, metales traza no deben ser usados en sustitución de elementos traza ya que estos últimos constituyen un grupo muy heterogéneo del punto de vista químico y fisiológico e incluyen a más de 40 elementos entre ellos: (Litio (Li), Berilio (Be), B, F, Sodio (Na), Mg, Aluminio (Al), Si, Fósforo (P), Azufre (S), Cl, Potasio (K), Calcio (Ca), Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Y, Mo, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, As, Sn, Se, Br, I, Pb, Bi, Rubidio (Rb), Estroncio (Sr), Cesio (Cs) y Bario (Ba) (Fig. 1). Estos elementos comparten la característica que se detectan en el ambiente u organismo en concentraciones en partes por millón (ppm) o concentraciones ultratraza cuando su cuantificación se encuentra en partes por billón (ppb) (Peijnenburg & Jager 2003).

Algunos elementos traza esenciales para la salud humana son: Fe, Zn, Se, Mo, Cr⁺³, y aquellos con efectos tóxicos conocidos son y que causan interacción negativa con otros elementos traza esenciales son: Al (interacciona en la absorción y utilización del Ca, Fe, Cu y Zn), Pb (en una dieta baja en Ca aumenta la absorción del Pb en sangre y hueso, interacciona con Zn causando hipercinuria y en dietas altas de Cu causan anemia inducida por plomo), Cd (interacciona en la absorción de Ca, Fe, Zn) y el Hg representa el mayor riesgo de intoxicación debido a su biotransformación y magnificación biológica a través de la cadena trófica (Castillo-Durán 1999).

4.3. Ecotoxicidad de elementos traza.

Aunque algunos elementos trazas son esenciales para los organismos como el cromo, cobre, hierro, molibdeno, selenio y zinc, todos los elementos traza son tóxicos o potencialmente tóxicos, si las concentraciones en el medio son elevadas, si se ingieren o se inhalan en cantidades muy elevadas durante largos períodos de tiempo. Para la mayoría de los organismos es extremadamente tóxica la exposición a un exceso de metales (Cd, Hg, Cr, Ni y Pb), ya que los iones metálicos suelen penetrar a la célula a través de los mismos sistemas de captación que utilizan los iones metálicos fisiológicamente importantes como Ca, Mg, Cu y Zn. Dentro de la cadena alimenticia, los organismos fotosintéticos son las principales vías de acceso de elementos traza hacia los animales y el ser humano. En general los metales se caracterizan por su gran afinidad con el azufre; por esta razón inactivan las enzimas ya que se unen a los grupos sulfidrilos (-SH), también se enlazan a los grupos carboxilos (-COOH) y aminos (-NH₂) de las proteínas (Páez-Osuna et al. 2005).

La toxicidad del elemento traza está en función de la biodisponibilidad o afinidad de un contaminante para ser absorbido o adsorbido por un organismo vivo, atravesando las barreras biológicas, mediante procesos biológicos activos o procesos pasivos de tipo físico o químico, y una vez dentro del organismo éste pueda interactuar con las moléculas u órganos blanco (Peijnenburg et al. 2003). La mayoría de los metales afectan a sistemas múltiples, interfiriendo procesos bioquímicos específicos (enzimas) y/o membranas celulares u orgánulos.

4.4. Contaminación por elementos traza.

El incremento en los valores de algunos elementos traza específicamente la categoría de metales pesados en la biosfera, es resultado de perturbaciones originadas por el hombre en el medio ambiente o por fenómenos geológicos. En las últimas décadas se ha incrementado la contaminación de la atmósfera, los ríos, los océanos y los suelos por metales traza, como consecuencia de la actividad industrial y de la explotación minera (Pan & Weng-Xiong 2011). Particularmente en cuerpos de agua no contaminados los metales pesados más abundantes son el Zn y el Cu, y los menos abundantes son la Ag y el Hg. Por otro lado, la contaminación por metales traza es muy pronunciada en los sitios donde las corrientes de reflujos y de agua son reducidas como son las aguas costeras y estuarios, y disminuye gradualmente hacia el mar abierto (Jara-Marini et al. 2013).

Su origen en los ecosistemas costeros puede ser natural o antropogénico. Los aportes de elementos traza al medio acuático de origen natural provienen principalmente de las profundidades oceánicas, las erupciones volcánicas y las emisiones hidrotermales (Paéz-Osuna et al. 2005). Son transportados por el viento y por las corrientes marinas convergiendo en zonas con aportes de actividades antropogénicas. El resultado, es la interacción de todos ellos, en la interfase sólido-líquido de las zonas costeras siendo aquí donde se presentan las modificaciones más importantes en la concentración, distribución y toxicidad de los elementos traza de los ecosistemas acuáticos, al verse modificada, entre otras cosas, su presentación química.

4.5. Factores que afectan la ecotoxicología de los elementos traza en aguas costeras.

4.5.1. Tipo de agua residual.

Existe una gran variedad de fuentes aportadoras de elementos traza que liberan aguas residuales y pueden ser tanto fuentes puntuales como no-puntuales: efluentes de la minería, efluentes industriales, efluentes domésticos y emisiones atmosféricas. En el agua residual que son liberados normalmente se encuentran formando sales metálicas (sulfatos, cloruros, fosfatos, nitratos, etc.) o unidos a proteínas, plaguicidas, etc. Esta propiedad confiere la posibilidad que, al mezclarse la descarga o la fuente de la que provienen, con otras fuentes o inclusive con el agua marina, el elemento pueda cambiar de presentación química. Esto puede favorecer o no su biodisponibilidad y por lo tanto, que sea asimilable a la biota con los consecuentes efectos adversos a la salud pública.

4.5.2. Tipo de sedimento

A través de procesos biogeoquímicos la biodisponibilidad del elemento traza se ve afectada en sedimento por el tipo y cantidad de materia orgánica, tamaño de grano, así como la capacidad de intercambio catiónico y la composición del mineral que lo contiene. La mayoría de los metales pesados están ligados a las fracciones finas del sedimento ($< 63 \mu\text{m}$) debido principalmente a la relación del área superficial del tamaño de grano con respecto al contenido de sustancias húmicas donde se presenta un mayor potencial de biodisponibilidad en función de los estados de oxidación del metal y el grado de absorción (Tercierwaeber & Tallefert 2008). La calidad en sedimento representa típicamente la condición promedio de la calidad del agua (Grant & Middleton 1990) y concentraciones elevadas de metales relacionadas con un historial de contaminación causado por actividades antropogénicas han sido registradas en sedimentos en varios ecosistemas costeros a nivel mundial.

4.5.3. Historial de contaminación antropogénica del sitio de estudio

Para entender el efecto ecotóxico del metal en el sistema-organismo es fundamental comparar la respuesta en un medio no alterado, prístino o sin actividad antropogénica. En determinadas regiones del mundo existen ecosistemas marinos con escasa o nula influencia antropogénica (zonas prístinas) o sitios de referencia (sitios alejados de las fuentes de descarga), donde tanto en el agua como en los sedimentos asociados

exhiben niveles básicos o de fondo de metales o compuestos endógenos (Fukue et al. 2006), que pueden usarse como “umbrales ecológicos” de referencia (Burton 2002). Estos cuerpos de agua de acuerdo a la Auditoría Nacional de Recursos hídricos y terrestres Australiano (por sus siglas en inglés, NLWRA) deben de reunir los siguientes criterios para ser considerados prístinos y ser susceptibles de usarse como sitios de referencia para establecer umbrales de concentración.

Tabla 2. Criterios para estuarios cuasiprístinos utilizados por la NLWRA (NLWRA 2002).

Características físicas	Condición
Cubierta natural	Captación > 90%
Uso de tierra	Carreteras y perturbación a las condiciones y los procesos naturales limitadas
Hidrología de cuencas	Sin presas o embalses o prácticamente nula
Régimen de mareas	Sin impedimentos para el flujo de mareas, sin cambios en la morfología natural (e.g. Captación por muros, presas, puentes o calzadas)
Humedales	Intactos en vegetación e hidrología, ninguna alteración
Uso del estuario	Actividades extractivas limitadas a comercio autóctono o limitado y sostenible y sin pesca deportiva y acuicultura
Plagas y malezas	Impacto mínimo en el estuario de la maleza y plagas y malas hierbas limitadas
Sistemas y procesos ecológicos del Estuario	Ecología intacta (e.g. la flora y la fauna bentónica)

La evaluación del metal en sedimento puede ser un indicador útil que informe acerca del historial, tendencia temporal y origen de los aportes contaminantes de acuerdo al tipo de efluente vertido en los sistemas acuáticos (Burton 1991; Burton 2002).

4.5.4. Tiempo de renovación del agua del sistema

La susceptibilidad de una laguna costera está dada principalmente por el tamaño del sistema, la profundidad y el régimen de mareas, que en conjunto están relacionadas con el tiempo de renovación o residencia del agua, (Bricker et al. 2003); esto determina la rapidez a la cual el exceso de nutrientes y materiales contaminantes son exportados o diluidos. De igual forma tienen un papel importante los aportes de nutrientes provenientes de la cuenca, debido a que dependiendo de su magnitud y frecuencia de descarga será la respuesta del ecosistema costero (Eliot & De Jonge 2002).

4.5.5. Tipo de organismo.

Los organismos más sensibles son los moluscos bivalvos, ya que estos organismos filtran el agua, lo que facilita la retención de metales, tales como Cu y Cd. Por lo anterior y debido a que son organismos sésiles y abundantes en medios marinos o salobres, los bivalvos son utilizados como bioindicadores de contaminación por metales (Paez-Osuna 2005, p. 330).

4.6. Uso de elementos traza como indicadores de la calidad ambiental de lagunas costeras, caso Sonora, México.

La importancia económica de las lagunas costeras y estuarios radica en que sostienen pesquerías, acuicultura, turismo y otras actividades productivas (e.g., explotación de sal y movimiento de carga marítima) que impulsan desarrollos urbanos y portuarios (Kennish 2000, p.2). El Noroeste costero de México (Sonora, Sinaloa, Nayarit, B.C. y B.C.S.) se distingue por sostener pesquerías, turismo, agricultura, minería y acuicultura. Estas actividades y la presencia de más de 5 millones de habitantes constituyen un serio problema de manejo ambiental debido a la riqueza y compleja biodiversidad de la ecoregión donde se desarrollan estas actividades (Páez-Osuna et al. 2002).

En México se localizan 137 sistemas lagunares y en el Estado de Sonora hay 24 que representan el 15 % de la superficie nacional y la mayoría reciben algún tipo o combinación de aguas residuales urbanas, industriales, agrícolas y camaronícolas, liberando metales traza con los consecuentes efectos adversos en la calidad del agua, sedimento y biota (Jara-Marini et al. 2013) y por ello resulta importante definir la calidad del agua y sedimentos que deben mantener los cuerpos de agua costeros para su uso, manejo y preservación. Concentraciones elevadas de metales relacionadas con un historial de contaminación causado por actividades antropogénicas han sido registradas en sedimentos de los ecosistemas costeros a lo largo de la costa este del Golfo de California. En particular, en el Estado de Sonora, la zona de influencia de los valles del Yaqui y Mayo, son una de las regiones con más alta producción y agricultura intensiva en México (Ruiz-Fernández 2009).

En las lagunas costeras del Estado de Sonora se han identificado altas concentraciones de metales provenientes de drenes agrícolas (e.g. Cd, Cu, Mn), así como por efluentes de actividades como la acuicultura (e.g. Cd, Cu, Hg) (Jara-Marini et al. 2013), portuarias (e.g. Cu, Ni, Mn), industriales (e.g. Ni), enlatadoras (e.g. Cd) y municipales (e.g. Pb, Ni, Zn, Fe) (Méndez-Rodríguez et al. 2003). Sin embargo, la simple detección de elementos traza en sedimento, puede ser insuficiente, ya que muchos de ellos pudieran estar naturalmente presentes y además pueden desempeñar papeles esenciales en la biota marina, solo adquieren la categoría de contaminante cuando rebasan cierto umbral, lo cual se traduce en efectos deletéreos para ciertos organismos, incluyendo el humano además de afectar el equilibrio del sistema (Pan & Weng-Xiong 2011). Por lo anterior existe el problema de que en México no se cuenta con valores de referencia de calidad de sedimento en términos de metales traza con carácter legal, para evaluar el estado de salud de lagunas o zonas costeras.

5. Conclusión.

Uno de los contaminantes de interés a nivel mundial actualmente son los elementos traza. A diferencia de otros contaminantes, el grado de toxicidad de estos elementos no está en función de la concentración total de éstos en el medio, sino de su biodisponibilidad o presentación química. Esto puede favorecer o no su biodisponibilidad y por lo tanto, que sea asimilable a la biota con los consecuentes efectos adversos a la salud pública.

Existe evidencia de problemas ambientales por elementos traza en lagunas costeras del estado de Sonora, no obstante su importancia ecológica y económica. Estos cuerpos de agua costeros debido a que comparten ciertas características geomorfológicas, oceanográficas, climatológicas, etc., y presiones antropógenicas particulares, pueden ser elegidos para tener sus propios criterios de calidad de sedimentos.

Con base en la presente revisión bibliográfica se plantea la hipótesis de trabajo de que en las lagunas costeras del Estado de Sonora, la ecotoxicología de los elementos traza, obedece a diversos factores (tipo de agua residual, tipo de sedimento, tiempo de renovación del agua del sistema, historial de contaminación antropogénica del sitio de estudio) los cuales influyen en su presencia, presentación y biodisponibilidad.

Para evaluar estos factores, está en curso una investigación para evaluar 3 lagunas de Sonora con características naturales y antrópicas diferentes, que van desde una situación de contaminación prácticamente nula prevista: El Soldado (el cual se considera un sistema prístino debido a que cumple con los criterios de clasificación de la Auditoría Nacional de Recursos hídricos y terrestres Australiano (por sus siglas en inglés, NLWRA), a las representadas por una mayor contaminación (Tobari).

La estrategia de investigación es usar algunos elementos traza reportados en la literatura consultada como indicadores para definir la salud de lagunas costeras, mediante el análisis comparativo entre lagunas receptoras de aguas residuales y una laguna prístina que brinde un umbral ecológico natural y señale a manera de alarma o preventiva cuando un metal pasa de ser un elemento traza inocuo a un contaminante potencialmente tóxico. Lo anterior permitirá establecer criterios de referencia para calidad ambiental de lagunas costeras del estado de Sonora ubicadas en el Golfo de California.

Agradecimientos.

Conacyt, por la beca otorgada para realizar los estudios de Doctorado.

Bibliografía.

Alley, ER 2000, *Water Quality Control Handbook*, McGraw-Hill Inc., New York 12.

Bricker, SB, Ferreira JG & Simas, T 2003, 'An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status', *Ecological Modelling*, vol. 169 pp. 39–60

Burton, GA, Jr 2002, 'Sediment quality criteria in use around the world', *Limnology*, vol. 3, pp. 65-75.

Burton, GA, Jr, Canfield, TJ, Kemble, NF, & Brumbaugh 1991, 'Assessing freshwater sediment toxicity', *Environmental Toxicology Chemistry*, vol. 10, pp. 1585-1627.

Castillo-Duran, C & Cassorla, F 1999, 'Trace minerals in human growth and development', *Journal of Pediatric Endocrinology Metabolism*, vol. 12, pp. 589-601.

Constanza, R, d'Arge, R, de Groot, R, Farber, S, Grasso, M, Hannon, B, Limburg, K, Naeem, S, O'Neill, RV, Paruelo, J, Raskin, R, Suttonk P & van den M 1997, 'The value of the world's ecosystem services and natural capital', *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.

Elliot, M & De Jonge, DN 2002, 'The management of nutrients and potencial eutrophication in estuaries and other restricted water bodies' *Hydrobiología*, vol. 475/476, pp. 513-524.

Fernández-Turiel, JL, Llorens-Benito, JF, López-Soler, A, Cabañas-Albero M & Querol-Carceller, X 1995, *La calidad de las aguas continentales españolas. Estado actual e investigación: Problemática de los metales pesados en aguas continentales naturales y recicladas*, Álvarez Cobelas M & Cabrera Capitán F.

Frieden, E 1985, 'New perspectives on the essential trace elements', *Journal of Chemical Education*, vol. 62, pp. 917-923.

Fukue, M, Yanai, M, Sato, Y, Fujikawa, T, Furukawa, Y & Tani S 2006, 'Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments', *Journal of Hazard Materials*, vol. 136, no. 1, pp. 111-119.

Grant, A & Middleton, R 1990, 'An assessment of metal contamination of sediments in the Humber estuary, UK', *Estuarine Coastal Shelf Science*, vol. 31, pp. 71-85.

JAMP 2007 *Guidelines for Contaminant-Specific Biological Effects Monitoring*, Joint Assesment and Monitoring Programm, Oslo and Paris Commissions.

Jara-Marini, ME, Tapia-Alcaraz, JN, Dumer-Gutiérrez, JA, García-Rico, L, García Hernández J & Páez-Osuna F 2013, 'Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the Surface sediments of El Tobarí Lagoon, central East Gulf of California: An ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities', *Journal of Environmental Science and Health, Part A* vol. 48, pp. 1842-1851.

Kennish, MJ 2000, *Estuary restoration and maintenance. The National Estuary Program* CRC Press, Boca Raton, Florida.

Lara-Lara, JR, Arreola-Lizárraga, JA, Calderón-Aguilera, LE, Camacho-Ibar, VF, de la Lanza-Espino, G, Escofet-Giansone, A, Espejel-Carbajal, MI, Guzmán-Arroyo, M, Ladah, LB, López-Hernández, M, Meling-López, EA, Moreno-Casasola Barcelo, P, Reyes-Bonilla, H, Ríos-Jara E & Zertuche-González JA 2008, 'Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales' en *Capital Natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad, CONABIO, México, pp. 109-134.

Méndez, L, Acosta-Vargas, B, Arreola-Lizárraga, JA & Padilla, G 2003, 'Anomalous Levels of Heavy Metals in Sediments from Guaymas Bay, Mexico' *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 72, pp. 1001-1106.

Mertz, W 1998, 'Review of the scientific basis for establishing the essentiality of trace elements', *Biology Trace Elements Research*, vol. 66, pp. 185-191.

Negretli de Brätter V, Brätter P & Mohn L 1995, *Minerales y oligoelementos. Aspectos generales y análisis clínico*, Fundación Bertelsmann, Gutersloh.

NLWRA 2002. *Australian Catchment, River and Estuary Assessment 2002*. Commonwealth Government, Canberra.

O'Connor, TP 2002, National distribution of chemical concentrations in mussels and oysters in the USA', *Marine Environmental Research*, vol. 53, pp. 117-143.

Páez-Osuna, F, Ruiz-Fernández, AC, Botello, AV, Ponce-Vélez, G, Osuna-López, JI, Frías-Espéricueta, MG, López-López, G & Zazueta-Padilla, HM 2002, 'Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview', *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, pp. 1296-1313.

Páez-Osuna, F, Botello, AV, Rendón-von Osten, J, Gold-Bouchot, G & Agraz-Hernández C 2005, 'Fuentes de metales pesados en la zona costera marina', en Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias 2da. Edición, Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional autónoma de México, Instituto nacional de Ecología, pp. 329-342

Pan, K & Weng-Xiong, W 2011, 'Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China', *Science of the total Environment*, vol. 421-422, pp. 3-16.

Peijnenburg, WJGM & Jager, T 2003, 'Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues', *Ecotox Env Safety*, vol. 56, pp. 63-77.

Pekey, H, Karakaş, D, Ayberk, S, Tolun, L & Bakoğlu, M 2004, 'Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey', *Marine Pollution Bulletin*, vol. 48, pp. 946-953.

Ruiz-Fernández, AC, Frignani, M, Hillaire-Marcel, C, Ghaleb, B, Arvizu, MD, Raygoza-Viera, JR & Páez-Osuna, F 2009, 'Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico' *Est Coasts*, vol. 32, pp. 551-564.

Suter, GW 1993, *Ecological risk assessment*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
Tercier-waeber, ML & Taillefert, M 2008, 'Remote in situ voltametric techniques to characterize the biogeochemical cycling of trace metals in aquatic systems', *J. Environ. Monitor*, vol. 10, pp. 30-50.

Walker, CH, Hopkin, SP, Sibly, RM & Peakall, DB 1996, 2000, 2006 *Principles of Ecotoxicology*, 1st, 2nd, and 3rd edn, Taylor and Francis, Boca Raton, Florida.



**HÁBITAT
Y MEDIO
AMBIENTE**

CONSIDERACIÓN DEL USO DE ECOTECNIAS Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA EN LA PLANEACIÓN URBANA

Rodríguez L.C., López V. M.P., Ortiz M.D., García R.D.A, Rocha P.J. Instituto Tecnológico de Colima.

Avenida Tecnológico No. 1, Col. Liberación, 01 312 31 2 63 93, crodriguez@itcolima.edu.mx

Modalidad: Oral (X) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos () Hábitat y Medio Ambiente (X) (Planeación urbana)

RESUMEN: Los tiempos actuales requieren la suma de esfuerzos para enfrentar los desafíos y problemas ambientales, por lo que es de vital importancia que se realice una reconsideración a las formas actuales en las que se construye la infraestructura urbana basada en tecnología altamente contaminante. Por otro lado, y por diversos motivos, los presupuestos asignados a los Gobiernos estatales y municipales nunca son “suficientes” y oportunos para dotar a las comunidades de la infraestructura de construcción prevista, necesaria o prometida, es por ello que la aplicación de algunas ecotecnias de construcción deben de ser una opción a considerar en la Planeación urbana a desarrollar, ya que estas son amigable con el ambiente, de bajo costo, además de que se puede implementar un programa de intervención ambiental-comunitaria en la que se apliquen una serie de estrategias de participación ciudadana que permita que los mismos habitantes de las comunidades avalen y participen de manera activa y corresponsable en la generación o regeneración de sus propios espacios públicos.

INTRODUCCIÓN

El Instituto Tecnológico de Colima ha desarrollado un Programa de Intervención Comunitario Ambiental cuyo objetivo es generar cultura ambiental desde los propios núcleos familiares en los barrios y colonias de la entidad como un principio básico para promover el desarrollo sustentable en condiciones de cambio climático. En el marco del referido programa y considerando que la Asamblea General de la ONU, en sesión plenaria, ha declarado el 2014 como Año Internacional de la Agricultura Familiar (AIAF), se está desarrollando e implementando en fase piloto, en la colonia “Lomas Altas” del municipio de Villa de Álvarez, la habilitación de un área de donación para convertirla en un área verde y jardín, aplicando algunas ecotecnias como son: construcción con ecoladrillos, huertos urbanos, farmacia viviente, entre otras. Este programase realiza en coordinación con el H. Ayuntamiento Villa de Álvarez y con la anuencia de los habitantes de referida colonia a través de su Comité de Barrio. Así mismo, mediante la implementación del programa de intervención comunitaria ambiental cuyas etapas son: 1. Concertación con la comunidad 2. Integración de la comunidad 3. Capacitación ambiental mediante platicas y talleres de sensibilización ambiental, 4. Planeación urbana participativa e Intervención ambiental mediante ecotecnias y 5. Seguimiento y virtualización de resultados; se espera generar ciudadanía ambiental corresponsable, crítica, autogestora y reguladora que transite hacia una comunidad sostenible [1]

DESARROLLO

Es innegable que en los tiempos actuales, hace falta un cambio en el estilo de vida para generar entornos amigables con el medio ambiente que promuevan el transitar hacia el desarrollo sustentable, la falta que existe en México de un proceso para evaluar la sustentabilidad de los lugares en donde se promueve, llámense organizaciones, instituciones educativas, dependencias de gobierno o los barrios y colonias en donde se habita. Se trata justamente de promover la creación de comunidades sostenibles. El gobierno del Reino Unido define una comunidad sostenible como: "...Lugares en los que las personas quieren vivir y trabajar, ahora y en el futuro. Satisfacen las diversas necesidades de los residentes actuales y futuros, son sensibles a su ambiente y contribuyen a una calidad de vida elevada. Son seguras e inclusivas, están bien planificadas, construidas y reguladas, y ofrecen igualdad de oportunidad y buenos servicios para todos." [2]



Fig. 1 Modelo de sustentabilidad para una comunidad urbana

Así mismo, se considera que una comunidad sostenible es aquella que es planeada construida, habitada y/o modificada con criterios de desarrollo sostenible, es decir, una comunidad que conscientemente aspira a alcanzar el bienestar al integrar en la práctica y la cotidianeidad los aspectos ambientales, económicos y sociales en un horizonte de planeación que integre la responsabilidad y la ética inter generacional.



Fig. 2 Concertación con la comunidad urbana

Se propone que desde la planeación urbana se considere la aplicación de ecotecnias, generando de esta manera ciudadanía comprometida con sus espacios urbanos y el medio ambiente. Los justificantes para este planteamiento es la urgencia de difundir y socializar las temáticas ambientales de urgente atención como el calentamiento global y el cambio climático entre otras, la necesidad de fortalecer las capacidades de la ciudadanía en temas y acciones ambientales que deriven en participación ciudadana ambiental para enfrentar, mitigar y atenuar los efectos del cambio climático, asimismo, la ONU ha declarado el 2014 como “Año internacional de la Agricultura Familiar” encabezado por la FAO, en el cual el reto será reconocer las aportaciones de las Mujeres en el cuidado y conservación de los recursos naturales y para la seguridad alimentaria, fortaleciendo su participación en programas institucionales [3].

En este sentido, es importante considerar la transformación de una comunidad mediante la participación e involucramiento ciudadano desde la planeación urbana que se haga en el Municipio. Los elementos citados a continuación son algunos de los aspectos a considerar incluir en el desarrollo de espacios comunitarios que promuevan la sustentabilidad:

- Desarrollar propuestas de alto impacto que fomenten el crecimiento económico, la transferencia tecnológica, el involucramiento social de las comunidades, la innovación y la preservación de los recursos naturales.
- Propuestas de regeneración urbana en áreas subutilizadas y/o deterioradas que tomen en cuenta el equilibrio entre los ejes social, económico y ambiental y la inclusión de sus habitantes.
- Iniciativas que fomenten un estilo de vida sostenible: comunidades más vivibles, con mejor integración de sus habitantes, economías dinámicas y en armonía con el entorno natural.

- Proyectos para mejorar la calidad de vida de las comunidades mediante la solución de problemáticas de infraestructura, uso y estado de los espacios comunes y la integración de las personas en su comunidad.
- Proyectos promotores de innovación y de transferencia de tecnologías limpias y/o ecoeficientes para la comunidad seleccionada y sus habitantes.
- Fórmulas innovadoras de participación ciudadana, público-privada y de cooperación en todos los ámbitos institucionales.

Con relación al uso y promoción de las ecotecnologías, la aplicación práctica de las ecotecnologías es mediante las ecotecnias. Éstas son herramientas tecnológicas que ofrecen ventajas ambientales sobre sus contrapartes tradicionales (Arias, 2009; Páramo, 2009).

Las ecotecnias son instrumentos desarrollados por el hombre a través del tiempo, se caracterizan por aprovechar eficientemente los recursos naturales y usar materiales de bajo impacto para dar paso a la elaboración de productos y servicios.



Fig. 3 Iniciando la intervención comunitaria Col. "Lomas Altas"

OBJETIVO

Mediante la planeación urbana, promover la creación de espacios comunitarios sustentables que motiven la participación ciudadana mediante la implementación de ecotecnias.

El desarrollo de las ecotecnias permitirá a su vez la transferencia de conocimientos en materia de eco tecnologías que propicien una mejor calidad de vida a las comunidades

urbanas y rurales, un mejor desarrollo económico y una mejor armonía con su hábitat inmediato.

Algunas de las ecotecnologías aplicables a los espacios comunitarios sustentables que se deben de considerar desde la planeación urbana son: huertos urbanos mediante camas de cultivo, camas lombricomposteras, cocinas ahorradoras de leña tipo Patsari, horno de carbón tipo Japonés, horticultura medicinal y urbana, sistemas de captación de agua, baños secos, deshidratador solar y bio construcción a base de materiales nativos del municipio entre otras ecotecnias.



Fig3. Construcción de Huertos urbanos

En el caso de la intervención comunitaria ambiental en la colonia “Lomas Altas”, se inició con la etapa de concertación y organización de la comunidad, posteriormente se procedió a integrar a la comunidad, mediante la actividad “Una noche de cultura y café en Lomas Altas” y en la etapa que se ha desarrollado a la fecha, se ha culminado la etapa de sensibilización mediante el curso de “cultura ambiental e introducción al manejo de ecotecnias”. En la siguiente fase: trabajando con la comunidad e integrando un Plan ambiental, se llevaron a cabo una serie de cursos prácticos de las ecotecnias a implementar. Mediante el taller práctico en el que se exponen algunas de las ecotecnologías pertinentes y se realiza la transferencia de la tecnología de construcción, según sea el caso de la eco tecnología a desarrollar, por medio de un prototipo donde todos los interesados ayudan en la construcción, con la siguiente secuencia de desarrollo: Identificación de materiales constructivos, mezcla de materiales constructivos barro, arena cemento, conocimiento de texturas, desarrollo/ construcción, conocimiento de la estructura o cimentación que le dará forma y base a los soportes principales de la estructura, según cada ecotecnia. Las etapas en la implementación son: cimentación y acomodo de los materiales constructivos, desarrollo, volumetría y mampostería de la estructura arquitectónica a partir de materiales de construcción alternativa (ladrillo de barro, paja, ecoladrillos), desarrollo y construcción de elementos individuales de cada ecotécnia, detallado, enjarrado y texturizado, culminación de del elemento constructivo / Módulo ecotécnia.

La construcción de cada uno de los módulos de ecotecnia, es el medio por el cual los miembros de la comunidad hacen suyo ese conocimiento transferido a partir de la intervención.



Fig. Cocinas ahorradoras de leña tipo Patsari

CONCLUSIÓN

La grave problemática ambiental por la que atravesamos debido al cambio climático, demanda la participación activa de la sociedad para enfrentar, mitigar y prevenir dicha problemática con acciones a favor de la preservación del medio ambiente. Por otro parte, las cuestiones sociales tan complejas que se desarrollan en comunidades urbanas con altos índices de marginación y de vulnerabilidad pone en riesgo el desarrollo de los habitantes de dichas comunidades e incluso en ocasiones su vida misma, por lo que es de suma importancia el intervenir dichas comunidades con programas de desarrollo comunitario ambiental mediante la planeación urbana, promoviendo la participación ciudadana, el uso y difusión de las ecotecnias, para ofrecerles de esta manera mayores oportunidades a los habitantes de las mismas, que redunde en elevar su calidad de vida y de las generaciones venideras sin comprometer los recursos naturales y su medio ambiente [4]

1.- Rodríguez, C. (2008). Guía para orientar una comunidad urbana hacia la sustentabilidad. SEMARNAT.

2.- Restler S. G., Woolis D. D., (2007). Actores y Factores: Comunidades Virtuales para la Innovación. Extraído el 26/03/2014. <http://kpublic.com> Actores y Factores: Comunidades Virtuales para la Innovación Social

3.- Semarnat (2008). Programa Hacia la igualdad de género y la sustentabilidad ambiental 2007-2012. 34-35.

4.- Díaz C.R., (2011) Desarrollo Sustentable, una oportunidad para la vida. Mc.Graw Hill. 125-129.



RESÚMENES



PRUEBAS DE RESISTENCIA AL CLORO DE MEMBRANAS COMPUESTAS PREPARADAS A PARTIR DE 2,4,6 TRIMETIL *M*- FENILENDIAMINA Y CLORURO DE TRIEMESOÍLO

González G., B. G.*; Jesús Álvarez S., J.; Ríos V., N. J.; Dévora I., G. E. y González E.,
R. Programa Educativo de Ingeniería Química, Departamento de Ciencias del agua y
Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora

5 de febrero 818 Sur Cd. Obregón, Sonora 85000, México. *e-mail:
beatrizqpe_56@hotmail.com y jesus.alvarez@itson.edu.mx

Modalidad: Oral () Cartel (X) Área: Agua (X), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (),
Gestión Ambiental () y Residuos ()

RESUMEN

Las aguas dulces del mundo constituyen un recurso escaso, amenazado y en peligro; las más recientes evaluaciones de los especialistas y organizaciones internacionales conectadas con los problemas del agua, sugieren que para el año 2025 más de las dos terceras partes de la humanidad sufrirá algún estrés por la falta de este líquido (Toledo, 2002). Una alternativa viable para minimizar esta problemática es la desalación, por medio de ósmosis inversa (Gobierno de Aragon, 2012 y Ettouney, 2002). Este proceso se basa en el uso de membranas poliméricas con carácter semipermeable para eliminar sales de una solución. Debido a la contaminación bacteriológica presente en las tomas de agua se lleva a cabo un pretratamiento por cloración y aunque, posteriormente, se emplea una dechloración para evitar el daño a las membranas; quedan trazas del desinfectante, esto con el tiempo las afecta principalmente las de poliamida aromática (aramidas) que son muy sensibles a los oxidantes, especialmente al cloro (Medina, 2000). Esta investigación consistió en realizar pruebas de resistencia al cloro de membranas compuestas constituidas por 2,4,6 trimetil *m*-fenilendiamina (TMMPD) y cloruro de trimesoílo (TMC) bajo la siguiente metodología: Consistió en preparar una solución de 3000 ppm de hipoclorito de sodio (NaClO), posteriormente se sumerge la membrana en 500 ml de dicha solución durante 1 h. Se caracterizó la membrana en el equipo de flujo cruzado empleando una solución de sulfato de sodio (Na₂SO₄) con una concentración de 1000 ppm y se midió su desempeño en cuanto a rechazo de sales y flujo de permeado, la mayoría de las membranas en cuanto al rechazo de sales fue igual o muy similar. La membrana TMMPD_{2%}-TMC_{0.5%} antes de estar en contacto con la solución de NaClO eliminó 60% de las sales Na₂SO₄ y después de estar en contacto efectuó el mismo rechazo de sales de Na₂SO₄. También se determinó el ángulo de contacto para revelar el carácter hidrofílico o hidrofóbico de la membrana. Al caracterizar las membranas por espectroscopia de infrarrojo con ATR no se detectó la señal carbono aromático unido al cloro (señal fuerte a 740 cm⁻¹, C-Cl) lo cual indica que no se cloro la membrana. Es base a las caracterizaciones se llega a la conclusión que las membranas compuestas

preparadas con aramidas no se cloraron porque los grupos alquilo que se encuentran en el anillo aromático de las aramidas dan protección al enlace N-H por efecto estérico evitando así la cloración del anillo bencénico. Lo anterior fue realizado, con la finalidad de elaborar membranas más resistentes al cloro y alargar la vida de las mismas para utilizarlas en el proceso de ósmosis inversa para desalar agua marina. Se presenta el avance logrado hasta la fecha.

- Toledo, Alejandro. 2002. "El agua en México y el mundo". *Gaceta Ecológica*, núm. julio-septiembre, pp. 9-18.
- Gobierno de Aragón, Cirque y Universidad de Aragón (2001). "La desalación como alternativa al PHN". [En línea]. España, disponible en: <http://www.uv.es/choliz/Desalacion.pdf> [Accesado el día 19 de Enero de 2012].
- Ettouney, H.M.; El-Sessouky, H.T.; Faibish, R.S.; Gowin, P.J. (2002) "Evaluating the economics of desalination". *Chem. Eng. Prog.*, December of 2002, 98, 32-39.
- Medina-San Juan J.A. (2000). *Desalación de Aguas Salobres y de Mar. Ósmosis Inversa*. Castello, Madrid, España: Mundi-Prensa.

MEDICION DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NUTRIENTES FÓSFORO Y NITRÓGENO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE TOBARITO Y MARTE R GOMEZ.

Clara Cecilia Rodríguez ; Angulo Inzunza,R.;

Instituto Tecnológico de Sonora, Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias, 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, Cd. Obregón, Sonora C.P. 85000(644)4109000 ext. 2133, clara_cecilia6@hotmail.com

Palabras clave:Eutrofización, Agua residual, Nutrientes

Introducción. En México la mayoría de las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales operan con tecnología convencional, la cual sirve para remover sustratos carbonosos del agua de desecho. Sin embargo, permanecen compuestos de fósforo y nitrógeno [1]. En nuestro Estado no todos los municipios cuentan con plantas de tratamiento, si existieran contribuirían a evitar o reducir la degradación y eutrofización de los cuerpos de agua receptores, o si se cuenta con estos sistemas muchas veces, no son suficientemente eficientes para reducir la carga de contaminantes y nutrientes [2]. El objetivo de este estudio fue determinar la eficiencia de la remoción de los nutrientes Nitrógeno y Fósforo en todas sus formas de la planta de tratamiento de aguas residuales de las colonias Tobarito y Marte R. Gómez.

Metodología. La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales seleccionada se encuentra en la periferia de las colonias mencionadas anteriormente se ubica al suroeste del estado de Sonora a orillas de Cd. Obregón. Los muestreos se realizaron desde el mes de diciembre del 2012 hasta marzo del 2013, obteniendo un total de 8 muestras, bajo los lineamientos de la norma NMX-AA-003-1980. Los parámetros a determinar incluyen: Fósforo Total y Fósforo en forma de Fosfatos según la norma NMX-AA-029-SCFI-2001, Nitrógeno Total según NMX-AA-026-SCFI-2001, Nitrógeno de Nitratos según la norma NOM-AA-99-1987, Nitrógeno de Nitritos según la norma NMX-AA-081-1986.

Resultados y discusión. Los resultados muestran que las concentraciones de nitrógeno total en el influente son elevadas, encontrando concentraciones máximas de 7.8 mg/L y una mínima de 3.33 mg/L, en el influente, y con una salida (laguna de maduración) de 5.58 mg/L como máxima, y la mínima de 1.5 mg/L, ya que el nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico a medida que el agua se estabiliza, por oxidación bacteriana en medio aerobio se convierte en nitritos y posteriormente nitratos. La concentración de nitritos tuvo un comportamiento ascendente en los primeros 3 puntos de muestreo. El influente tiene un promedio de 0.03 mg/L, en la laguna anaerobia de 0.38 mg/L, en la laguna facultativa de 0.06 mg/L, y en la laguna de maduración 0.04 mg/L. Las concentraciones de nitratos son bajas en los primeros dos puntos de muestreo, en la laguna facultativa se encuentra con un promedio de 0.06 mg/L, aumentando para la laguna de maduración a 0.07 mg/L. En las plantas de tratamientos miden, a menudo, el fósforo total del influente y efluente, para el caso de la planta del Tobarito y Marte R. Gomez los resultados para este nutriente se encuentran en el influente un promedio de 5.32 mg/L, en la laguna anaerobia 5.58 mg/L, en la laguna facultativa incrementa la concertación a 7.05 mg/L pero disminuye en la laguna de maduración con 5.52 mg/L.

Conclusión.A la fecha se ha encontrado que las aguas residuales de la planta de tratamiento del Tobarito y Marte R. Gomez, tienen una eficiente remoción de nutrientes ya que cumple con los límites máximos permisibles que establece la Nom-001-ecol-1996.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Muñoz, A., & González, S. (2009). REMOCIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO: CONDICIONES DE OPERACIÓN. *Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 México D.F.*, 1.
- [2] CONAGUA, C. N. (2010). *SITUACIÓN DEL SUBSECTOR AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO EDICION 2010*. México, DF: Coordinación General de Atención Institucional.

ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE DOS FASES ACEITE-AGUA EN UN YACIMIENTO PETROLERO MEDIANTE SIMULACIONES NUMÉRICAS

Contreras S. Carolina¹, Mendivil R. Temístocles^{1,2}, Ramírez R. Luis Patricio^{1,2}, Díaz V. Martín³

¹Ingeniería Ambiental Industrial, Universidad Estatal de Sonora, Hermosillo, Son. México.

²Departamento de Investigación en Física, Universidad de Sonora, Hermosillo, Son. México

³Instituto Mexicano del Petróleo. Distrito Federal, México

José S Healy Priv. B No. 3 Col San Benito, 6621004369, uespatrio@hotmail.com

Modalidad: Oral () Cartel (X) Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales(), Energía (X).
Gestión Ambiental () y Residuos ().

Un yacimiento petrolero es una trampa en los cuales los fluidos como el aceite, gas y agua han sido acumulados por millones de años. Las rocas del yacimiento son, en general, sedimentarias y consiste en una red de poros interconectados, por donde los fluidos pueden fluir, los cuales están sujetos a presión, capilaridad y la gravedad. Para recuperar el petróleo y gas, los pozos se perforan en el depósito, algunos de los cuales producción de aceite y otra que inyectar agua y gas para proporcionar presión. Puesto que es costosa perforar pozos, es deseable optimizar su número, la colocación y el funcionamiento en el depósito. Para que eso se haga, un buena comprensión de la dinámica de fluidos en el yacimiento es necesaria. En el presente trabajo proporciona una descripción de los principales mecanismos de recuperación de petróleo/gas y donde el modelado matemático de flujo es útil. Las hipótesis del modelo son: no hay transferencia de masa entre los fluidos, la relación de Darcy es aplicable, el sistema es isotérmico, las viscosidades, las densidades son constantes, y la permeabilidad de la roca es invariable. Las fuerzas capilares son despreciables. El procedimiento matemático para describir los fluidos en el yacimiento es el método de elemento finito. La ecuación a resolver es: $\varphi \frac{\partial S_w}{\partial t} + u_z \frac{d\Phi}{dS_w} \frac{\partial S_w}{\partial z} = 0$

Referencias

Fish, J and Belytschko, T. 2007 *A first course in Finite Element*. USA: John Wiley Sons, Inc.

CONSIDERACIÓN DEL USO DE ECOTECNIAS Y PARTICIPACIÓN CIUDADANA EN LA PLANEACIÓN URBANA

Rodríguez L.C., López V. M.P., Ortiz M.D., F. , García A.D.A Instituto Tecnológico de Colima.

Avenida Tecnológico No. 1, Col. Liberación, 01 312 31 2 63 93, crodriguez@itcolima.edu.mx

Modalidad: Oral (X) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos () Hábitat y Medio Ambiente (X) (Planeación urbana)

RESUMEN: Los tiempos actuales requieren la suma de esfuerzos para enfrentar los desafíos y problemas ambientales, por lo que es de vital importancia que se realice una reconsideración a las formas actuales en las que se construye la infraestructura urbana basada en tecnología altamente contaminante. Por otro lado, y por diversos motivos, los presupuestos asignados a los Gobiernos estatales y municipales nunca son “suficientes” para dotar a las comunidades de la infraestructura de construcción prevista o prometida, es por ello que la aplicación de ecotecnias de construcción debe de ser una opción a considerar en la Planeación urbana a desarrollar, ya que esta es amigable con el ambiente, de bajo costo, además de que se puede implementar un programa de intervención ambiental-comunitaria en la que se apliquen una serie de estrategias de participación ciudadana que permita que los mismos habitantes de las comunidades avalen y participen de manera activa y corresponsable en la generación o regeneración de sus propios espacios públicos.

Lo anterior es una propuesta que se está desarrollando e implementando en fase pilotaje en el Instituto Tecnológico de Colima, en coordinación con el H. Ayuntamiento de Villa de Álvarez, en donde mediante un programa de intervención ambiental escuela comunidad y un acuerdo de colaboración signado con el H. Ayuntamiento de Villa de Álvarez y con la anuencia de los habitantes de la colonia “Lomas Altas” a través de su Comité de barrio, se está habilitando un área de donación para convertirla en un área verde y jardín, aplicando algunas ecotecnias como son: construcción con ecoladrillos, huertos urbanos, farmacia viviente, entre otras. Así mismo, mediante las siguientes etapas del programa de intervención: 1. Concertación 2. Integración de la comunidad 3. Capacitación ambiental mediante pláticas y talleres de sensibilización ambiental, 4. Intervención mediante la implementación de ecotecnias y 5. Seguimiento y virtualización de resultados, se espera generar ciudadanía ambiental corresponsable, crítica, autogestora y reguladora que transite hacia una comunidad sostenible, considerando que una comunidad sostenible es aquella que es planeada construida, habitada y/o modificada con criterios de desarrollo sostenible, es decir, una comunidad que conscientemente aspira a alcanzar el bienestar al integrar en la práctica y la cotidianeidad los aspectos ambientales, económicos y sociales en un horizonte de planeación que integre la responsabilidad y la ética inter generacional.

MONITOREO DE INSECTOS Y CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE BMWP DE CALIDAD DEL AGUA EN LA LAGUNA DE COYUCA DE BENÍTEZ, GUERRERO., MÉXICO.

¹Rosas, A. J. L. ^{1,2}Ávila P. H. ³Rosas, A. A. Y. ³Sánchez I. A. ¹Sampedro, R. L. ¹Juárez, L. A.L. ⁴García I, S. ⁴Violante, G. J.

¹Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional, ²Alumno del Doctorado en Ciencias Ambientales, ³Maestría en Gestión Sustentable del Turismo, mención Ciencias Ambientales y Turísticas, Unidad Académica de Turismo ⁴Unidad Académica de Ecología Marina.

¹ Los Pinos s/n Col. El Roble. Acapulco, Gro., México. CP. 39640. 744-187-97-91. jltrosas71@yahoo.com

Modalidad Oral. Recursos Naturales

Introducción:El uso de organismos en la evaluación de la calidad de agua ha sido ampliamente utilizado; sin embargo, de todos los grupos que han sido considerados en los monitoreos biológicos de las aguas, los macroinvertebrados con énfasis en los insectos acuáticos han sido los más recomendados (Alba-Tercedor, 1996), éstos proporcionan una excelente alternativa en el diagnóstico de la calidad del agua. **Objetivo:** identificar los taxones de insectos presentes en la laguna de Coyuca de Benítez y, la construcción del índice BMWP. **Metodología:** se monitorearon 10 puntos en el área circundante de la laguna, al noroeste del Puerto de Acapulco, en la Región Hidrológica No. 19, entre las coordenadas extremas marcadas por los paralelos 16° 55' 58" y 16° 57' 57" de latitud norte y los meridianos 99° 58' 04" y 100° 06' 57" de longitud al oeste. Para la recolección de las muestras se utilizó una red con malla tipo cuchara. La determinación de taxones a nivel familia fue mediante claves (Mc Cafferty y Provonsha 1988). **Resultados y Discusión:** Se identificaron 8 órdenes y 26 familias. El Índice BMWP se construyó basándose en los puntajes de las listas taxonómicas de estudios realizados en países como Ecuador, Colombia, Costa Rica, Perú y Cuba. En este caso fue de 166, que la colocó en la clase tipo II para Coyuca, esto fue similar a los índices establecidos en los países latinoamericanos, excepto para el de Colombia que fue del tipo I (aguas de muy buena calidad). **Conclusión:** El BMWP-Coyuca corresponde a una calidad de tipo II (aceptable), lo que significa existe en el ecosistema contaminación orgánica moderada. **Bibliografía:**-Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos. VI Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA) Vol. II 203- 213. España; -Domínguez, E. y Fernández, H. R. 2001. *Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos*. Editorial Universitaria de Tucumán. 282 p.-McCafferty, W.P y A. Provonsha. 1998. *Aquatic Entomology*. Jones y Bartlet Pubs.Boston, Massachusetts.

MAGNETISMO AMBIENTAL PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN LA ZONA COSTERA DEL NOROESTE DE SINALOA FRENTE A LA CUENCA DE FARALLÓN.

PATÍÑO C. E¹; NORZAGARAY C. M¹; PATRICIA M. S²; CONTRERAS G. J¹; RODRIGUEZ N. J. S¹; LLANES CARDENAS O¹. ÁVILA L. J¹

¹ Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-IPN-SINALOA), Bulevar Juan de Dios Bátiz Paredes #250, Guasave, Sinaloa. Teléfonos: 687 8729625 y 8729626. Ext. 87615. mailto: edgarpatino90@gmail.com

² Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. CIIEMAD.

Modalidad: Oral (x) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (x), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos ()

RESUMEN

El estudio de las propiedades magnéticas en distintos sistemas ambientales permite obtener relaciones útiles para la determinación de zonas contaminadas por metales pesados y elementos mayores. Con las Firmas Magnéticas de cualquier lugar se obtienen las propiedades magnéticas de los materiales. Actualmente es importante el su uso, ya que, permiten mediciones inmediatas y precisas con respecto al tiempo del estado de los ecosistemas. Al igual puede ser una forma de monitoreo *in situ* de la concentración de metales pesados de manera indirecta, con bajo coste, comparado con los métodos tradicionales. Por lo anterior el presente trabajo de investigación tiene como objetivo evaluar la contaminación de metales pesados a través de la firma espectral en la zona costera frente la cuenca del Farallón al sur del Golfo de California. Para identificar la distribución espacial de los metales pesados producidos por una zona agrícola, el método a utilizar será "Magnetismo ambiental, mediante la susceptibilidad magnética y la firma espectral. Se aplicará un análisis estadístico para obtener el grado de correlación de Pearson entre la susceptibilidad y propiedades mecánicas del suelo como la textura. La identificación de la variación de los espectros de potencia y su asociación con estudios previos realizados en el área de estudio con los sitios contaminados corroborarán la utilidad del método ante las propiedades magnéticas, y una herramienta para monitoreo de contaminación *in situ*.

Palabras claves: Magnetismo ambiental, Susceptibilidad magnética, cuenca Farallón.

ESTUDIO DE PERTINENCIA MINERALÓGICA-MAGNETICA PARA EL DESARROLLO DEL NOROESTE DE MÉXICO: ESTUDIO PILOTO

Contreras G.J.A.¹, Patiño C.E.¹, Norzagaray C.M.¹, Llanes C.O.¹, Sánchez L.F.J.¹, Muñoz S.N.P.²

¹Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-IPN-SINALOA), Guasave, Sinaloa, México, C.P. 81100, (687) 8729625. Ext. 87615

²Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. (CIEMAD).

Guasave, Sinaloa, México, C.P. 81100, (687) 8729625. Ext. 87615
jacg_05@hotmail.com

Modalidad: Oral (x) Cartel () Área: Agua (), Aire (), Recursos Naturales (x), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos ()

Resumen

La minería es una actividad que ha traído gran riqueza económica a México, fue a partir del siglo XX que la agricultura pasó a ser la actividad económica preferente; proporcionando la ausencia de inversión y rezago de información de proyectos mineros. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es crear mapas de distribución de minerales a pequeña escala, para la generación del desarrollo de la industria minera en el Noroeste de México, en donde no se han descubierto vetas de importante interés económico. Por lo tal, este trabajo de investigación aplicará el método magnetométrico para la búsqueda de minerales y de esta manera propiciar el desarrollo económico del noroeste de México, lo cual, se justifica al patrón de escala utilizada en los transectos de estudios exploratorios anteriores donde pudieron haber quedado vetas importantes de minerales ocultas, y al reducir la escala de monitoreo, se brindará un panorama más preciso integrando la información de campo magnético. Específicamente, en el valle de Guasave, donde se tiene cuantificada un buen número de información que ayudará a obtener a través de anomalías magnéticas y la intensidad de campo total la presencia de minerales de interés económico como pueden ser: oro, plata, cobre, zinc, entre otros; debido a la susceptibilidad magnética de cada uno de estos minerales. Se puede suponer que en dicha área de estudio existen innumerable cantidad de vetas importantes debido a la composición del suelo que durante miles de años se ha sedimentado. La importancia de este trabajo de investigación radica en despertar el interés del gobierno mexicano para la explotación de estos recursos minerales mediante la motivación de inversionistas nacionales para la explotación minera y no así propiciar la inversión extranjera, ya que, como arrojan estadísticos; es más del 85 % del total de inversionistas de origen extranjero.

Palabras clave: Magnetométrico, Campo magnético, Anomalías Magnéticas, Susceptibilidad Magnética, Minerales, Inversionistas.

ESTIMACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR DESECHOS ANTROPOGÉNICOS EN CAUCES DE LA CIUDAD DE ACAPULCO, GUERRERO, MÉXICO.

Sampedro Rosas María Laura¹ y Ana Laura Juárez López¹

¹Unidad Académica de Ciencias de Desarrollo Regional, UAGro.

Calle Pino s/n Col. El Roble, Acapulco, Gro.

Laura_1953@live.com.mx

Modalidad oral (X) Área Residuos (X)

Introducción. La Ciudad de Acapulco es un centro turístico de importancia en la economía del estado de Guerrero. El crecimiento de la mancha urbana hacia lugares inadecuados carentes de servicios básicos y de infraestructura, está causando deforestación y erosión de la parte alta de los cerros, azolvando los cauces. Los asentamientos irregulares cercanos a los cauces, carecen del servicio de recolección de residuos y han provocado que en el interior y en las laderas de las 78 cauces exista una gran cantidad de residuos sólidos y descargas de aguas negras, que en época de lluvias son arrastrados a las partes bajas y conducidos hacia el Río de La Sabana, la Bahía de Santa Lucía, la Laguna de Tres Palos y la Laguna de Coyuca, causando un deterioro de los recursos naturales y una severa contaminación en los cuerpos de agua (Ramírez, 1986). **Objetivo.** Realizar un inventario y estimación de la contaminación de tiraderos clandestinos a cielo abierto (TAC) de residuos sólidos urbanos (RSU), residuos de manejo especial (RME) y descargas de aguas residuales domiciliarias. **Metodología.** Se realizó un inventario de tiraderos clandestinos de RSU, de RME y de descargas de aguas residuales domiciliarias en los 78 cauces fluviales de la Ciudad de Acapulco, Gro. La estimación de la contaminación emitida a los cauces se obtuvo utilizando la técnica de Evaluación Rápida de Fuentes de Contaminación Ambiental (ERFCA). La frontera física para implementar la técnica fueron los 78 cauces fluviales y, la frontera político-legal de las 349 áreas geoestadísticas básicas (AGEB) de INEGI (2001). Para obtener la población de cada cauce, se creó un buffer de afectación con una distancia de 50 m a cada lado, se contaron todas las viviendas localizadas dentro del buffer, y se multiplicaron por cinco, como señala INEGI (2008). **Resultados y Discusión.** Se georreferenciaron 415 tiraderos de RSU, 115 de residuos de la construcción (RME) y 799 puntos de descargas de aguas residuales clandestinas. La estimación de la contaminación emitida por RSU fue de 30,616 ton/año y un volumen de descargas de 4,086.58 m³/año. Los valores de los sólidos suspendidos y del nitrógeno estuvieron excedidos del límite máximo para cualquier uso. En el caso de la demanda bioquímica de oxígeno y fósforo, los valores sólo están por arriba de los límites para su uso público, establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996. **Conclusiones.** Los efluentes domésticos son un problema de contaminación a los cuerpos de agua del municipio, las descargas estuvieron por arriba de los valores máximos permisibles, establecidos en la NOM-001 y la contaminación está afectando las especies y podría afectar la salud de la población. El método ERFCA genera una confiabilidad en los datos determinados; sin embargo, no se deben perder de vista las fortalezas y debilidades propias de un inventario rápido de contaminantes.

Bibliografía Relevante.

- INEGI, 2001. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Conjunto de datos vectoriales y toponímicos, México.
- INEGI, 2008. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Anuario Estadístico del Estado de Guerrero, México

-Ramírez, Juan, 1986. Turismo y medio ambiente. El caso de Acapulco, México, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.

ESTUDIO CINÉTICO DE LA REDISOLUCIÓN DE COBRE EN MEDIO ACUOSO; A PARTIR DE SEDIMENTOS DE UN EFLUENTE NATURAL UTILIZANDO UN DISEÑO DE EXPERIMENTOS FACTORIAL 2³

¹Encinas, R. M., ¹Gómez, A.A.*, ²Villalba, A.A.I., ³Meza, F. D., ¹Valenzuela, G.J.L.,
¹Preciado, F.S., ¹Torres, O.H.O.

¹Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

²Departamento de Geología. Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

³Departamento de Investigaciones Tecnológicas y Científicas. Universidad de Sonora, Blvd. Luis Encinas y Rosales, Hermosillo, Sonora, México.

*agomez@iq.uson.mx; Apartado Postal 83000, Tel. (662)-2592106, Tel./Fax: (662)-2592105

Modalidad: Oral () Cartel (x) Residuos (x)

RESUMEN

En México, la industria minera es una de las actividades económicas de mayor tradición, la cual es en su mayor parte metálica y se dedica principalmente a la producción de Cu, Zn, Ag y Pb. Sin embargo, los procesos de beneficio han generado, una gran cantidad de desechos que han sido depositados en los alrededores de las minas y en los lechos de los ríos. Estos desechos son nocivos para la fauna y la flora de medios terrestres y acuáticos, provocando una deterioración de los ecosistemas. En el presente trabajo se realizó un estudio de la redisolución y movilidad de cobre en el sedimento superficial del Efluente La Mexicana, localizado en las inmediaciones de la Región de Cananea, Sonora, México. Se colectaron muestras de sedimento superficial por triplicado en 3 estaciones de muestreo. El procedimiento utilizado para el muestreo, preservación y transporte de las muestras se realizó en base a la metodología recomendada por la EPA (1982), y Mudroch y Azcue (1995). Se utilizó la técnica de Absorción Atómica por flama para la determinación de cobre. Se realizó un análisis granulométrico que sirvió de punto de partida para establecer los parámetros en el proceso de lixiviación de cobre en medio acuoso. Posteriormente se llevó a cabo un análisis del proceso de redisolución de cobre en medio acuoso en un reactor experimental de laboratorio, utilizando un Modelo Factorial 2³ completo con una réplica para cada corrida. Con dicha experimentación se pretendió simular la disolución de cobre ocasionada por efectos naturales, y en base al análisis de los resultados obtenidos se comparó con la Normatividad Mexicana vigente, logrando diagnosticar el nivel de contaminación en la zona de estudio, indicando el riesgo

potencial que representa a los ecosistemas acuáticos y terrestres de áreas aledañas (incluyendo al hombre). Los resultados obtenidos indican que existe una redisolución significativa de cobre en solución acuosa. A partir de los resultados del análisis anterior y el criterio de maximización de la respuesta y minimización de la desviación estándar, se encontró que el tratamiento o conjunto de condiciones que dieron lugar a una mayor redisolución de cobre dentro del intervalo de niveles estudiados son: Tamaño de partícula: 2540 μm (malla +10), Relación Sólido-Líquido: 1 g/L, Temperatura: 50°C, y la cantidad máxima de cobre fue de 0.97 mg/L. Asimismo, se generó una ecuación de predicción de la concentración de cobre redissuelto en función de los efectos e interacciones más significativos dando lugar a muy buenas correlaciones entre la información experimental y la predicha por esta ecuación. Los resultados indican que los sedimentos superficiales del Efluente La Mexicana se encuentra una cantidad considerable de cobre total (1122.80 mg kg⁻¹), la cual tiene un alto grado de disolución en el medio lixivante (agua) de 0.97 mg/L. Este valor se encuentra por encima del establecido en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89), por lo que se puede inferir que los niveles de cobre pueden llegar a ser un problema hacia la flora y fauna presentes en esa área geográfica.

ESTRATEGÍAS Y ALTERNATIVAS PARA EL MANEJO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS EN EL CETIS No. 90 DE ACAPULCO, GUERRERO.

Rodríguez G. G. L.¹, Agüero M. M. de J. ¹, Juárez L. A. L.².

¹Centro de Estudios Tecnológicos y de Servicios No. 90. ²Universidad Autónoma de Guerrero. Retorno Educación, Esquina con Alta Quebradora s/n. Cd. Renacimiento. Acapulco, Gro. Tel. 744 4418915. lefty_2_5@hotmail.com.

Palabras Clave: *Manejo de residuos sólidos, conductas pro-ambientales, educación ambiental.*

Modalidad: Oral (X) Área: Residuos (X)

Introducción. La consolidación de una Gestión integral de residuos sólidos urbanos, plantea en el inmediato y mediano plazo la motivación y ejecución de acciones que posibiliten nuevos comportamientos y actitudes ambientales, donde los argumentos de participación y conciencia representen verdaderas herramientas para minimizar el problema. La presente investigación trata de sentar bases para formular recomendaciones que produzcan cambios sostenidos en el comportamiento ambiental con respecto al manejo y Disposición Final (DF) de los residuos sólidos urbanos (RSU).

Objetivo. Plantear estrategias y alternativas para el manejo y disposición final de los residuos sólidos urbanos generados en la comunidad educativa del CETis No 90, para promover conductas y actitudes pro-ambientales. Realizar una evaluación de los factores psicosociales del manejo y disposición final de los RSU.

Metodología. Se realizó un diagnóstico del manejo y DF de los RSU generados en el plantel, a través de observación directa. Con los datos obtenidos de la generación y caracterización de los RSU de Velasco y González (2010), se diseñaron estrategias para el manejo de los RSU. Se aplicaron encuestas para evaluar los factores psicosociales de los estudiantes, docentes y directivos.

Resultados y discusión. Se identificaron los principales problemas en el manejo y DF de los RSU (puntos de generación, tipo de contenedores utilizados, etc.). Se implementaron dos talleres para el manejo adecuado de los RSU, con el objetivo de crear en la comunidad escolar una actitud responsable en el cuidado y conservación del ambiente al fomentar la separación y por ende el reciclamiento de los RSU. Se establecieron convenios con instituciones de los diferentes sectores: Salud, Educación y Ambiente. Se determinó que existe falta de actitudes y conductas ambientales por parte de alumnos, profesores y personal administrativo. La propensión a actuar frente a los RSU, depende de cómo el sujeto percibe e interpreta las tareas propuestas y de cómo se relaciona su “yo” con todo esto (Brito y Pasquali, 2006).

Conclusiones. Con la implementación de acciones y prácticas sencillas se fortalecieron los hábitos y actitudes para disminuir la generación de RSU, así como la colaboración y participación de la comunidad escolar del CETis No. 90. Un manejo adecuado de los RSU, fomentará una conciencia ecológica con actitudes y conductas pro-ambientales, no solo en la comunidad escolar sino también en los hogares.

Bibliografía. Brito E. y Pasquali C. (2006). Comportamientos y Actitudes asociados a la Disposición de la Basura en Áreas Urbanas no Planificadas. *Interciencia*, 5, 341-343.

EVALUACIÓN DE LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS TOTALES (PST) Y CRÍTICA A LA NOM-025-SSA1-2003

Martín Eusebio Cruz Campas^{1,3}, Agustín Gómez Álvarez², Margarito Quintero Núñez¹, Roberto Ramírez Leal³, Jaime Varela Salazar², Onofre Amaya Monge²

¹ Universidad Autónoma de Baja California, Instituto de Ingeniería

² Universidad de Sonora, Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia

³ Universidad Estatal de Sonora, Ingeniería Ambiental Industrial

Ley Federal del Trabajo e Israel González, Col. Apolo, Hermosillo, Sonora, Mex. Tel (662) 215 3778, 215 8593, martincruzcampas@hotmail.com

Modalidad: Oral (X) Cartel () Área: Agua (), Aire (X), Recursos Naturales (), Energía (), Gestión Ambiental () y Residuos ()

RESUMEN

Introducción. Las partículas suspendidas son un sistema complejo multifase que son transportadas por el aire y cuyo diámetro aerodinámico va de 0.01 a 100 μm altas concentraciones causan o agravan enfermedades cardiovasculares y pulmonares, generando ataques de asma, bronquitis crónica, arritmias y ataques de corazón, afectando los sistemas nervioso central y reproductivo causando incluso cáncer (EEA, 2011). **Objetivos.** En el presente estudio se evalúa la calidad del aire para el año 2010 respecto de Partículas Suspendidas Totales (PST) para seis ciudades de Sonora, México, representando el primer estudio regional en Sonora sobre calidad del aire. **Metodología.** La evaluación utilizó indicadores de comportamiento e indicadores de cumplimiento a la normatividad. **Resultados y Discusión.** En todas las ciudades se rebasó el valor límite máximo diario de concentración de $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$ siendo el porcentaje de días por arriba de la norma de 30, 78, 76, 6, 3 y 62 % para Agua Prieta, Nogales, Puerto Peñasco, Hermosillo, Guaymas y Obregón respectivamente, clasificándose dichos días con mala calidad del aire. Nogales y Puerto Peñasco con condiciones más adversas de calidad del aire con promedio anual de 363 y $345 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y máximos diarios 498 y 590 % por encima de la norma respectivamente. **Conclusiones.** Según el índice anualizado (Cruz-Campas, et al., 2013), la calidad del aire fue No Satisfactoria para el período de estudio en las seis ciudades. Se cuestionan los requisitos de cobertura que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993 (SSA, 2005), proponiéndose criterios de incumplimiento priorizando la protección de la salud y el principio de precaución. Se recomienda implementar programas de gestión de la calidad del aire (proaire) en dichas ciudades. **Bibliografía.** EEA (2011). Air Quality in Europe – 2011 Report. European Environment Agency; Cruz-Campas, et al. (2013). Evaluación de la calidad del aire respecto de partículas suspendidas totales (PST) y metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Cr) en la Ciudad de Hermosillo, Sonora, México, durante un periodo anual. Rev. Int. Contam. Ambie. 29, 269-283; SSA (2005). Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. Salud Ambiental. Criterios para evaluar el valor límite permisible para la concentración de material particulado.

“ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DEL AGUA EN LA BAHÍA DE GUAYMAS, SONORA, MÉXICO.”

León L., C.E., Arreola L., J.A., Hernández I., A., Alcántara R. E., y López T., M.R.

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., campus Guaymas

Km 2.3 Carr. a Las Tinajas, Predio El Tular, s/n, tel 622 22 1 22 37, fax 1 22 38

cleon@pg.cibnor.mx

Modalidad: Oral Área: Recursos Naturales

RESUMEN: Introducción. El estudio de la variabilidad interanual y estacional de parámetros fisicoquímicos en cuerpos de agua costeros permiten entender procesos biogeoquímicos y ecológicos (Wetz, & Yoskowitz 2013). **Objetivo.** Conocer la variabilidad temporal y espacial de los parámetros fisicoquímicos del agua de la bahía de Guaymas, Sonora. **Metodología.** La bahía de Guaymas se localiza entre los 27° 53' y 27° 57' N. y los 110° 49' y 110° 55' O, tiene una superficie de 3 km, una profundidad promedio de 3 m y una boca de comunicación con el mar de 0.8 km.. La base de datos utilizada incluye temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH del agua de los ciclos anuales 1990, 1998, 2001, 2003, 2008 y 2011. El análisis de la variabilidad temporal de las variables se realizó con un análisis de varianza no paramétrico (ANOVA) con una significancia de $p < 0.05$. El análisis de la variabilidad espacial se hizo mediante mapas de distribución de cada variable con el software Surfer Golden Graphics V.10. **Resultados y discusión.** Los valores de temperatura del agua tuvieron intervalos de: 22-32°C en primavera, 29-33°C en verano, 6-31°C en otoño y 16-23°C en invierno. La salinidad fue más alta (≥ 36) en primavera explicada por las altas tasas de evaporación y la nula precipitación que caracterizan a esta estación del año, aunque en verano por eventos de lluvias se registraron eventualmente valores extremos bajos (< 30); estos valores de salinidad observados califican a la bahía como un sistema eurihalino (Contreras-Espinoza & Warner 2004). Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron más altas en invierno ($> 8 \text{ mg l}^{-1}$) y más bajas en verano ($\approx 4 \text{ mg l}^{-1}$) asociado a la influencia de la temperatura del agua en la solubilidad del gas; el pH fue ligeramente alcalino con escasa variación durante invierno, otoño y primavera ($\approx 8 - 8.5$), y tuvo mayor variabilidad en verano oscilando entre $\approx 7.5 - 9$. Las concentraciones de salinidad y oxígeno disuelto en los ciclos anuales 2001 y 2003 tuvieron un gradiente espacial influenciado por los vertimientos de aguas residuales urbanas de la ciudad de Guaymas que la bahía recibió hasta el año 2004, pero esto cambió a un comportamiento espacial homogéneo en los ciclos anuales 2008 y 2011. **Conclusiones.** La bahía de Guaymas por estar ubicada en una región semi-árida subtropical presenta un amplio rango de temperatura del agua 16 – 33°C, es un cuerpo de agua eurihalino (≥ 36), presenta mayor concentración de oxígeno disuelto en invierno ($> 8 \text{ mg l}^{-1}$) y menor en verano ($\approx 4 \text{ mg l}^{-1}$), y el pH, en general, es ligeramente alcalino $\approx 8 - 8.5$.

Literatura citada

Contreras-Espinoza, F & Warner, BG 2004, 'Ecosystem Characteristics and Management Considerations for Coastal Wetlands in Mexico', *Hydrobiologia*, vol. 511, no. 1-3, pp. 233-245.

Wetz, MS & Yoskowitz, DW 2013, 'An 'extreme' future for estuaries? Effects of extreme climatic events on estuarine water quality and ecology', *Marine Pollution Bulletin*, vol. 69, pp. 7-18.